

ANN LAMONTAGNE

**ÉTUDE DE LA MÉTHODE D'EMPILEMENT DES STÉRILES
PAR ENTREMÊLEMENT PAR COUCHES POUR CONTRÔLER
LE DRAINAGE MINIER ACIDE**

Thèse
présentée
À la Faculté des études supérieures
De l'Université Laval
Pour l'obtention
Du grade de Philosophiae Doctor (Ph.D.)

Département de mines et métallurgie
FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GÉNIE
UNIVERSITÉ LAVAL

Juillet 2001



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

**395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

**395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

Your file Votre référence

Our file Notre référence

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

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

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

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

0-612-65422-2

Canada

À mon fils, Karim-Étienne

À ma mère

AVANT-PROPOS

Ce projet de doctorat est le résultat d'une étroite collaboration entre chercheurs, étudiants gradués et partenaires industriels. Il a été réalisé en grande partie grâce à une subvention de recherche du Fonds FCAR obtenu par le Dr. Richard Poulin, directeur des travaux de cette recherche. L'auteur de cette thèse a également bénéficié d'une bourse du même Fonds, ce qui lui a permis de poursuivre ces études doctorales.

Trois autres chercheurs se sont associés à ce projet de façon importante. Il s'agit du Dr. René Lefebvre de l'INRS-Géoresources, du Dr. Normand Tassé de l'INRS-Géoresources et du Dr. Serge Leroueil du département de génie civil de l'Université Laval, co-directeur des travaux. Chacun a contribué de façon significative à la production de cette thèse.

Monsieur André Auger de la compagnie Ciment St-Laurent a suivi nos démarches pendant les quatre années qu'on a duré cette thèse. Monsieur Auger a fourni de nombreuses informations relatives aux poussières de four de cimenterie. La compagnie Ciment St-Laurent a également subventionné toute la partie des travaux reliés à l'étude du potentiel de neutralisation des poussières de four.

Madame Marie-Josée Bélanger de la compagnie Alcan International a fourni des échantillons de boues rouges pour que nous puissions évaluer aussi leur potentiel de neutralisation.

Monsieur Philippe Poirier était à l'époque responsable de l'environnement à la mine Doyon en Abitibi et nous a fait parvenir des échantillons de stériles miniers du site. Monsieur Poirier nous a aussi fourni des renseignements sur les problèmes de drainage minier acide à la mine Doyon.

Monsieur Marcel Bélanger de la mine Selbaie s'est occupé de nous faire parvenir des résidus miniers frais à deux reprises. Il nous a aussi fourni des renseignements sur la composition des résidus miniers.

Enfin, monsieur Jean Roberge, de l'Association minière du Québec, nous a permis à deux reprises de présenter notre projet au comité environnement pour que nous puissions faire connaître les résultats et intéresser les responsables des compagnies minières.

REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord remercier mon directeur de thèse, le Dr. Richard Poulin. Il m'a témoigné une grande confiance en m'acceptant comme étudiante graduée et en respectant les initiatives que j'ai prises et avec lesquelles, il n'était pas toujours d'accord! Il a aussi toujours été présent pour m'écouter et me conseiller. Le fait de travailler avec lui a été très enrichissant et je souhaite que cette collaboration se poursuive encore longtemps.

Le Dr. Serge Leroueil, mon co-directeur, m'a aussi beaucoup aidé et il a aussi démontré beaucoup de patience et beaucoup de disponibilité pour moi. Que ce soit au niveau du programme des essais en laboratoire ou au niveau de la rédaction de ma thèse, il a donné généreusement de son temps et j'ai eu la chance de bénéficier de ses grandes compétences. Je l'en remercie très fort.

Je voudrais aussi remercier le Dr. René Lefebvre, de l'INRS-Géoresources. René possède un réservoir de patience assez impressionnant. Il a eu la bonté de diriger mes travaux en ce qui concerne la partie sur la modélisation numérique et je sais que je n'ai pas toujours eu de facilité avec le logiciel... Il a toujours répondu à toutes mes questions avec un grand respect. Il a toujours été très disponible pour m'aider à comprendre plusieurs aspects de mon projet et j'ai beaucoup apprécié sa collaboration.

J'ai eu aussi la chance de travailler avec monsieur Jean-Pierre LeBihan. C'est lui qui a développé certains appareils utilisés dans le laboratoire pour la caractérisation des résidus miniers. Il a donné beaucoup de son temps à m'aider dans les essais de laboratoire mais aussi dans la compréhension de phénomènes fondamentaux. Je n'ai pas toujours tout compris ce qu'il m'expliquait mais j'ai toujours eu beaucoup de plaisir à travailler et à discuter avec lui. Un gros merci.

J'ai eu la chance de partager mon sujet de thèse avec Sébastien Fortin. Sébastien a été d'une aide considérable quant à la réalisation des essais de laboratoire et il a pris de bonnes initiatives quant à la direction du projet qui se sont toujours avérées très positives. Il a été très agréable de travailler avec lui et j'espère qu'un jour, on pourra travailler ensemble de nouveau.

J'aimerais remercier le personnel du département de Mines et Métallurgie. Tout le monde fournit un travail particulier qui nous permet de passer au travers des études doctorales qui demandent la participation et la bonne volonté de chacun.

Finalement, je voudrais remercier ma famille et mes amis mais plus particulièrement ma mère, mon garçon et ma copine Anne-Marie. Leurs encouragements, leur patience, leur aide et le respect de mes périodes d'angoisse et de stress m'ont permis de mener à terme cette magnifique aventure des études doctorales.

RÉSUMÉ COURT

Le drainage minier acide est un des problèmes majeurs du point de vue environnemental pour l'industrie minière. La prévention du drainage minier acide par rapport à la réhabilitation de sites où les problèmes sont déjà commencés, est une avenue intéressante si elle peut se faire à des prix compétitifs. Cette thèse présente les essais réalisés pour démontrer le potentiel d'une méthode d'empilement des stériles par co-disposition en couches avec des résidus miniers amendés ou non de produits résiduels basiques. Les résultats tant au niveau des essais de laboratoire que des essais de modélisation numérique ont montré le potentiel d'application de cette méthode. L'étude technico-économique a aussi démontré un aspect positif supplémentaire.

RÉSUMÉ LONG

L'industrie minière québécoise doit faire face à des obligations environnementales sévères depuis la modification de la loi sur les mines en 1995. Toute personne réalisant des travaux d'exploration ou d'exploitation minière est tenue de déposer un plan de réhabilitation des lieux exploités de même qu'une garantie financière couvrant 70% des coûts associés à la réhabilitation. Les compagnies minières qui étaient déjà en exploitation au moment de l'application de la loi avaient 1 an pour se conformer et déposer la garantie financière. Il devient donc important de trouver des méthodes de réhabilitation de sites ou de prévention qui soient économiques et efficaces à très long terme.

Un des gros problèmes auquel fait face l'industrie minière québécoise est le drainage minier acide. La production d'effluents acides s'amorce généralement lorsque les rejets miniers contiennent des minéraux sulfurés (comme la pyrite) en abondance par rapport au potentiel de neutralisation des rejets. Ces minéraux réagissent au contact de l'eau et de l'oxygène et forment de l'acide sulfurique, diminuant le pH des eaux de drainage et favorisant la mise en solution d'autres métaux présents dans les minéraux. Une fois ces problèmes amorcés dans un site, il est très difficile et très coûteux de les arrêter. De là l'importance de trouver des techniques de prévention du drainage minier acide.

Cette thèse présente une méthode d'empilement pour prévenir le drainage minier acide dans une halde de stériles. Cette méthode consiste à intercaler, à intervalles réguliers, des couches de résidus miniers compactés. Ces couches ont pour effet de diminuer l'apport d'oxygène par convection et diffusion et de limiter l'infiltration de l'eau. La présence simultanée d'oxygène et d'eau est primordiale pour l'oxydation de la pyrite et le fait de les limiter diminue considérablement la quantité de pyrite oxydée. Les résultats en laboratoire ont démontré l'efficacité sur le plan physico-chimique de l'approche tandis que les résultats de la modélisation numérique ont démontré l'efficacité potentielle à grande échelle à diminuer la convection thermique. De plus, l'amendement des couches de matériaux fins avec des produits résiduels basiques (boue rouge et poussière de four de cimenterie) a été évalué et démontre une certaine efficacité quant à l'augmentation du potentiel de neutralisation des couches de matériaux fins. Finalement, une étude technico-économique a démontré que cette méthode de placement des stériles était économique et souhaitable.

TABLE DES MATIÈRES

Avant propos.....	iii
Remerciements.....	iv
Résumé court.....	v
Résumé long.....	vi
Table des matières.....	vii
Liste des tableaux.....	xiii
Liste des figures.....	xv
Liste des symboles.....	xx

CHAPITRE 1 - INTRODUCTION 1

1.1 Problématique.....	1
1.2 Objectifs généraux de la recherche.....	4
1.3 Méthodologie.....	5

CHAPITRE 2 - LE DRAINAGE MINIER ACIDE DANS LES HALDES DE STÉRILES ET LES PARCS À RÉSIDUS MINIERS 8

2.1 Introduction.....	8
2.2 Production des résidus miniers.....	9
2.3 Caractéristiques des stériles miniers.....	10
2.4 Formation du drainage minier acide.....	10
2.4.1 <i>Oxydation de la pyrite</i>	12
2.4.2 <i>Mécanismes de production d'acide</i>	13
2.4.3 <i>Rôle des bactéries</i>	16
2.4.4 <i>Caractéristiques des eaux de drainage</i>	18
2.5 Mécanismes naturels de neutralisation.....	19
2.6 Production de chaleur associée au drainage minier acide.....	23
2.7 Environnement des haldes de stériles.....	24
2.8 Prévention et contrôle du drainage minier acide.....	27

CHAPITRE 3 - LA MÉTHODE D'EMPILEMENT DES STÉRILES PAR ENTREMÊLEMENT PAR COUCHES..... 32

3.1	Description de la méthode.....	32
3.2	Avantages de l'empilement des stériles par entremêlement par couches.....	35
3.2.1	<i>Considérations sur les mouvements d'air et d'eau.....</i>	35
3.2.2	<i>Considérations biochimiques et géochimiques.....</i>	37
3.3	Utilisation des barrières capillaires pour limiter le drainage minier acide	38
3.4	Importance du compactage de la couche de matériaux fins.....	39

CHAPITRE 4 - TRANSFERT DE L'OXYGÈNE ET DE L'EAU DANS LES RÉSIDUS MINIERS ET LES STÉRILES 42

4.1	Introduction	42
4.2	Notions de capillarité dans les milieux poreux	43
4.3	Relation entre le degré de saturation et la pression capillaire	48
4.4	Modèles de capillarité et de perméabilité relative	50
4.5	Écoulement de l'eau en milieu non saturé	53
4.6	Transport de l'oxygène dans les résidus miniers et les stériles.....	54
4.6.1	<i>Transport par diffusion moléculaire</i>	54
4.6.2	<i>Coefficient de diffusion effectif.....</i>	56
4.6.3	<i>Influence du degré de saturation sur le coefficient de diffusion effectif</i>	57
4.6.4	<i>Concentration de l'oxygène dans les matériaux fins</i>	58
4.7	Transport de l'oxygène par convection	61
4.7.1	<i>Effets barométriques</i>	61
4.7.2	<i>Effets thermiques.....</i>	63
4.7.3	<i>Transport avec l'eau d'infiltration</i>	64
4.8	Concept des barrières capillaires.....	65

CHAPITRE 5 - CARACTÉRISATION DES STÉRILES ET DES RÉSIDUS MINIERS.....	66
5.1 Origine des stériles retenus pour l'étude.....	66
5.2 La Mine Doyon – Généralités	67
5.3 La mine Doyon – Géologie	68
5.4 Description de la halde sud de la mine Doyon.....	68
5.5 Caractérisation des stériles par diffraction X.....	69
5.6 Potentiel de génération d'acide des stériles	71
5.7 Origine des résidus miniers retenus pour l'étude	73
5.8 Les mines Selbaie – généralités.....	74
5.9 Les mines Selbaie - Géologie.....	75
5.10 Caractérisation des résidus miniers par diffraction X.....	75
5.11 Analyse chimique des résidus miniers.....	76
5.12 Potentiel de génération d'acide des résidus miniers	76
5.13 Essais de lixiviation	77
5.14 Granulométrie et densité relative.....	79
5.15 Paramètres de compactage	80
5.16 Perméabilité en conditions saturées.....	81
5.17 Mesure des propriétés capillaires.....	84
5.18 Détermination des perméabilités relatives à l'air et à l'eau	92
5.19 Détermination des coefficients de diffusion effectifs.....	95
5.20 Analyse et discussion.....	98
CHAPITRE 6 - UTILISATION DE RÉSIDUS INDUSTRIELS ET CARACTÉRISATION.....	100
6.1 Introduction.....	100
6.2 Stabilisation des résidus miniers générateurs de DMA à l'aide de matériaux basiques.....	101
6.3 Les poussières de four de cimenterie.....	102
6.3.1 <i>Origine</i>	102

6.3.2	<i>Caractérisation par diffraction X</i>	104
6.3.3	<i>Potentiel de génération d'acide</i>	105
6.3.4	<i>Analyse chimique</i>	105
6.3.5	<i>Essais de lixiviation</i>	106
6.3.6	<i>Granulométrie</i>	107
6.4	Les boues rouges	108
6.4.1	<i>Origine et caractéristiques générales</i>	109
6.4.2	<i>Caractérisation par diffraction X</i>	110
6.4.3	<i>Potentiel de génération d'acide</i>	111
6.4.4	<i>Analyse chimique</i>	112
6.4.5	<i>Essais de lixiviation</i>	112
6.4.6	<i>Granulométrie</i>	114
6.5	Mélange de résidus miniers et de poussières de four de cimenterie	114
6.5.1	<i>Paramètres de compactage</i>	115
6.5.2	<i>Perméabilité en conditions saturées</i>	116
6.5.3	<i>Propriétés capillaires</i>	116
6.5.4	<i>Perméabilités relatives à l'air et à l'eau</i>	118
6.5.5	<i>Coefficients de diffusion effectifs</i>	119
6.5.6	<i>Analyse et discussion</i>	120
6.6	Mélange de résidus miniers et de boues rouges	121
6.6.1	<i>Paramètres de compactage</i>	121
6.6.2	<i>Perméabilité en conditions saturées</i>	121
6.6.3	<i>Propriétés capillaires</i>	122
6.6.4	<i>Perméabilités relatives à l'air et à l'eau</i>	124
6.6.5	<i>Coefficients de diffusion effectifs</i>	125
6.6.6	<i>Analyse et discussion</i>	125
6.7	Comparaison entre les différents matériaux fins - propriétés physiques	126
6.8	Comparaison entre les différents matériaux fins - propriétés chimiques	130
6.8.1	<i>Influence des poussières de four de cimenterie</i>	130
6.8.2	<i>Influence des boues rouges</i>	133
6.9	Conclusion	136

CHAPITRE 7 – ESSAIS EN LABORATOIRE DE LA MÉTHODE D'ENTREMÊLEMENT PAR COUCHES.....	137
7.1 Introduction.....	137
7.2 Article 1 – Layered Co-Mingling for the Construction of Waste Rock Piles as a Method to Mitigate Acid Mine Drainage – Laboratory Investigations.....	138
7.3 Article 2 – The Use of Basic Additives to Tailings in Layered Co-mingling to Improve AMD Control.....	162
 CHAPITRE 8 – MODÉLISATION NUMÉRIQUE DU TRANSFERT DE L'EAU ET DE L'OXYGÈNE DANS UNE HALDE DE STÉRILES À L'AIDE DU LOGICIEL TOUGH AMD.....	 188
8.1 Objectifs de la modélisation.....	188
8.2 Modélisation numérique du DMA dans une halde de stériles.....	190
8.2.1 <i>Description du programme TOUGH AMD.....</i>	<i>190</i>
8.2.2 <i>Processus physiques devant être représentés.....</i>	<i>191</i>
8.2.3 <i>Modèle conceptuel d'oxydation de la pyrite.....</i>	<i>192</i>
8.3 Conditions de modélisation.....	194
8.3.1 <i>Maillage.....</i>	<i>194</i>
8.3.2 <i>Conditions limites.....</i>	<i>195</i>
8.3.3 <i>Conditions initiales.....</i>	<i>198</i>
8.3.4 <i>Propriétés des stériles.....</i>	<i>198</i>
8.3.5 <i>Propriétés des résidus miniers.....</i>	<i>199</i>
8.3.6 <i>Choix des simulations.....</i>	<i>200</i>
8.4 Variation des conditions hydriques dans les couches de matériaux fins.....	201
8.5 Présentation des résultats de la modélisation de la halde de stériles.....	203
8.5.1 <i>Halde de Doyon dans entremêlement par couches.....</i>	<i>204</i>
8.5.2 <i>Entremêlement avec une couche de matériaux fins.....</i>	<i>205</i>
8.5.3 <i>Entremêlement avec deux couches de matériaux fins.....</i>	<i>208</i>
8.5.4 <i>Entremêlement avec trois couches de matériaux fins.....</i>	<i>208</i>
8.6 Évolution des conditions dans le temps.....	211
8.7 Conclusion.....	213

CHAPITRE 9 – CONSIDÉRATION PRATIQUES ET ÉCONOMIQUES DE LA MISE EN PLACE D'UNE HALDE PAR ENTREMÊLEMENT PAR COUCHES.....	214
9.1 Introduction.....	214
9.2 Classification des haldes de stériles.....	216
9.3 Considérations techniques de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches.....	216
9.3.1 Couches de matériaux fins.....	217
9.3.2 Assèchement des résidus miniers.....	221
9.3.2.1 Épaisseur à haute capacité.....	222
9.3.2.2 Filtre à ceinture horizontale.....	223
9.3.2.3 Comparaison des deux options d'assèchement.....	224
9.3.3 Transport des matériaux à mettre en place dans la méthode.....	224
9.3.3.1 Transport des stériles.....	224
9.3.3.2 Transport des résidus miniers.....	225
9.3.3.3 Transport des poussières de four de cimenterie.....	225
9.3.3.4 Transport des boues rouges.....	226
9.3.4 Mise en place des couches de matériaux fins.....	227
9.4 Résumé des coûts pour la méthode d'entremêlement par couches.....	228
9.5 Conclusion.....	230
CHAPITRE 10 – CONCLUSION.....	231
RÉFÉRENCES.....	236

LISTE DES TALBEAUX

Tableau 1.1 - - Superficie des aires d'accumulation des rejets miniers au Québec (d'après Biennu, 1996).....	2
Tableau 2.1 - Principaux métaux sulfureux rencontrés dans les résidus miniers susceptibles au DMA.....	11
Tableau 2.2 - Caractéristiques générales des eaux de drainage acide produites par les haldes de stériles (tiré de Ritchie, 1994).....	18
Tableau 2.3 – Principaux minéraux basiques présents dans les résidus miniers (Blowes et Ptacek, 1994).....	21
Tableau 2.4 – Taux de réaction par unité de surface de différents minéraux présents dans les résidus miniers (Ritchie, 1994).....	22
Tableau 2.5 – Caractéristiques physiques typiques d'une halde de stériles (tiré de Ritchie, 1994).....	25
Tableau 4.1 – Tension de surface à l'interface air-eau en fonction de la température (Kaye et Laby, 1973)	46
Tableau 5.1 – Résultats de l'essai statique de Sobek et al. (1978) sur les stériles échantillonnés à la mine Doyon en 1998	72
Tableau 5.2 – Analyse chimique des résidus miniers de Selbaie obtenue par ICP-AES	76
Tableau 5.3 – Résultats de l'essai de Sobek et al. (1978) sur les résidus miniers de la mine Selbaie	77
Tableau 5.4 – Résultats des essais de perméabilité en conditions saturées pour différentes conditions initiales de compactage (résidus miniers de la mine Selbaie)	85
Tableau 6.1 – Solubilité des différents composés à 25°C (tiré de Bhatti et al., 1996)...	103
Tableau 6.2 – Résultats de l'essai statique de consommation d'acide de Sobek et al. (1978) sur les poussières de four de cimenterie	105
Tableau 6.3 – Analyse chimique des poussières de four de cimenterie	106
Tableau 6.4 – Composition chimique de 4 boues rouges (tiré de Vachon, 1992)	109

Tableau 6.5 – Résultats de l'essai de Sobek et al. (1978) sur les boues rouges	112
Tableau 6.6 – Analyse chimique des boues rouges	113
Tableau 6.7 – Résultats des essais de perméabilité en conditions saturées pour les mélanges de résidus miniers et 10% de poussières de four de cimenterie	117
Tableau 6.8 – Résultats des essais de perméabilité en conditions saturées pour les mélanges de résidus miniers et 10% de boues rouges	122
Tableau 6.9 – Calcul de l'efficacité du mélange de résidus miniers et de poussières de four pour différents degrés de saturation	129
Tableau 8.1 – Propriétés des stériles miniers et de la base (Lefebvre, 1994).....	199
Tableau 8.2 – Propriétés des résidus miniers de Selbaie.....	195
Tableau 9.1 – Quantité de matériaux à prendre en considération pour le cas de la mine Doyon construite par entremêlement par couches.....	200
Tableau 9.2 – Évaluation des potentiels de neutralisation et d'acidification cumulatifs suivant les options d'introduire 3 couches de matériaux fins pour des mélanges à 5 et 10% de matériaux alcalins (adapté de Fortin, 2000)	217
Tableau 9.3 – Conditions de mise en place des matériaux fins	219
Tableau 9.4 – Quantité de matériaux secs requis pour la fabrication des couches de matériaux fins dans la halde de stériles	219
Tableau 9.5 – Comparaison des coûts entre l'épaisseur à haute capacité et le filtre à ceinture horizontale	224
Tableau 9.6 – Coûts totaux associés à trois scénarios possibles de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches.....	228
Tableau 9.7 – Coûts unitaires pour différentes méthodes de prévention du DMA dans une halde de stériles	229

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 – Modèle de l'oxydation de la pyrite (d'après Stumm et Morgan, 1981)	12
Figure 2.2 – Étapes de la formation du DMA selon Fergusson et Erickson (1987)	15
Figure 2.3 – Processus géochimique et hydrologique contrôlant le transport des ions métalliques dans les résidus miniers (adapté de Blowes et Ptacek, 1994)	16
Figure 2.4 – Évolution schématique du drainage minier acide	20
Figure 2.5 – Schéma de la production du DMA et de la neutralisation dans une halde de stériles (adapté de SRK, 1991)	26
Figure 3.1 – Schéma de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches	33
Figure 3.2 – Mouvements de convection des gaz associés à l'oxydation de la pyrite dans une halde de stériles construite de façon standard (schéma supérieur) et par entremêlement par couches (schéma inférieur)	38
Figure 3.3 – Effet de la teneur en eau de compactage sur la texture du sol (tiré de Cabot et LeBihan, 1993)	41
Figure 4.1 – Pression et tension de surface agissant sur une membrane (tiré de Fredlund et Rahardjo, 1993)	45
Figure 4.2 – Tension de surface sur une membrane tridimensionnelle (tiré de Fredlund et Rahardjo, 1993)	45
Figure 4.3 – Hauteur capillaire (tiré de Fredlund et Rahardjo, 1993).....	47
Figure 4.4 – Courbe capillaire et hystérèse (tiré de Fredlund et Rahardjo, 1993)	49
Figure 4.5 – Hauteur capillaire et rayon des pores (tiré de Fredlund et Rahardjo, 1993)	50
Figure 4.6 – Modèle de Brooks et Corey (1964) ajusté à une courbe capillaire (tiré de Fredlund et Rahardjo, 1993)	51
Figure 4.7 – Coefficient de diffusion effectif pour l'oxygène d'un till de Heath Steel en fonction du degré de saturation (tiré de Yanfull, 1993)	57
Figure 4.8 – Profils de concentration de l'oxygène mesurés dans des résidus miniers avec et sans couverture à effet capillaire (Yanfull, 1993)	59

Figure 5.1 – Spectre obtenu par diffraction X sur les stériles de la mine Doyon	70
Figure 5.2 – Spectre obtenu par diffraction X sur les résidus miniers de Selbaie avant la lixiviation	75
Figure 5.3 – Évolution du pH de l'eau de drainage après passage dans les résidus miniers (Doye, 1999)	79
Figure 5.4 – Granulométrie des résidus miniers	80
Figure 5.5 – Courbe Proctor modifiée pour les résidus miniers de la mine Selbaie et degré de saturation	81
Figure 5.6 – Schéma du montage pour l'essai de perméabilité en conditions saturées	82
Figure 5.7 – Conditions initiales des résidus miniers avant les essais de perméabilité (points noirs) et courbe Procor modifiée	84
Figure 5.8 – Schéma de la cellule de succion utilisée pour évaluer la courbe capillaire des résidus miniers (LeBihan, 1999)	86
Figure 5.9 – Schéma du montage utilisé pour réaliser les essais de succion (LeBihan, 1999)	87
Figure 5.10 – Courbe capillaire pour les résidus miniers de la mine Selbaie	88
Figure 5.11 – Courbe caractéristique mesurée en laboratoire et évaluée d'après l'équation proposée par Brooks et Corey (1964)	89
Figure 5.12 – Courbe caractéristique mesurée en laboratoire et évaluée d'après l'équation proposée par van Genuchten (1981)	90
Figure 5.13 – Distribution porosimétrique et distribution granulométrique des résidus miniers de Selbaie	92
Figure 5.14 – Perméabilité relative à l'air et à l'eau selon le modèle de Mualem (1976)	94
Figure 5.15 – Rapport du coefficient de diffusion effectif et du coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air en fonction du degré de saturation en eau des résidus miniers de Selbaie	96
Figure 5.16 – Profils de la concentration d'oxygène en régime permanent dans les résidus miniers en fonction de la profondeur et pour différents degrés de saturation	97

Figure 6.1– Diffractogramme de poudre de poussières de four de cimenterie	104
Figure 6.2 – Résultats des mesures de pH après lixiviation des poussières de four	107
Figure 6.3 – Granulométrie des poussières de four de cimenterie.....	108
Figure 6.4 – Diagramme schématique du procédé Bayer (tiré de Vachon, 1992).....	110
Figure 6.5 – Diffractogramme de poudre de boues rouges	111
Figure 6.6 – Résultats des mesures de pH après lixiviation des boues rouges.....	113
Figure 6.7 – Courbe granulométrique des boues rouges.....	114
Figure 6.8 – Courbe Proctor modifié pour le mélange de résidus miniers et de 10% de poussières de four de cimenterie	115
Figure 6.9 – Courbe capillaire pour les résidus miniers et 10% de poussières de four de cimenterie.....	117
Figure 6.10 - Propriétés capillaires mesurées en laboratoire et évaluées à partir du modèle de Brooks et Corey (1964) pour le mélange de résidus miniers et de poussières de four de cimenterie.....	118
Figure 6.11 - Propriétés capillaires mesurées en laboratoire et évaluées à partir du modèle de van Genuchten (1981) pour le mélange de résidus miniers et de poussières de four de cimenterie.....	118
Figure 6.12 - Perméabilités relatives à l'air et à l'eau du mélange de résidus miniers et de poussières de four de cimenterie calculées avec le modèle de Mualem (1976)	119
Figure 6.13 - Variation du coefficient de diffusion effectif avec le degré de saturation calculé selon le modèle de Collin (1987) pour le mélange de résidus miniers et de poussières de four de cimenterie	120
Figure 6.14 - Courbe Proctor modifié pour le mélange de résidus miniers et de boues rouges.....	121
Figure 6.15 - Résultats expérimentaux des essais capillaires pour le mélange de résidus miniers et de boues rouges.....	123
Figure 6.16 - Propriétés capillaires mesurées en laboratoire et évaluées à partir du modèle de Brooks et Corey (1964) pour le mélange de résidus miniers et de 10% de boues rouges.....	123

Figure 6.17 - Propriétés capillaires mesurées en laboratoire et évaluées à partir du modèle de van Genuchten (1981) pour le mélange de résidus miniers et de 10% de boues rouges.....	124
Figure 6.18 - Perméabilités relatives à l'air et à l'eau calculées avec le modèle de Mualem (1976).....	124
Figure 6.19 - Variation du coefficient de diffusion avec le degré de saturation calculé selon le modèle de Collin (1987) pour le mélange de résidus miniers et de boues rouges.....	125
Figure 6.20 - Comparaison entre les distributions granulométrique des résidus miniers, des poussières de four et des boues rouges.....	126
Figure 6.21 - Comparaison entre les distributions porosimétriques des résidus miniers et des mélanges avec poussières de four et boues rouges	127
Figure 6.22 - Calcul du flux d'oxygène en fonction de la valeur du coefficient de diffusion effectif pour une couche de 1 mètre d'un mélange de résidus miniers et de poussières de four.....	129
Figure 6.23 - Essais de lixiviation - l'eau passe d'abord par les poussières de cimenterie puis par les résidus miniers.....	131
Figure 6.24 - Essais de lixiviation - l'eau passe par les résidus miniers puis par les poussières de cimenterie	132
Figure 6.25 - Essais de lixiviation - essais comparatifs pour l'eau qui circule à travers les résidus miniers avec et sans poussières de cimenterie	132
Figure 6.26 - Essais de lixiviation - l'eau passe d'abord par les boues rouges puis par les résidus miniers.....	134
Figure 6.27 - Essais de lixiviation - l'eau passe par les résidus miniers puis par les boues rouges.....	135
Figure 6.28 - Essais de lixiviation - essais comparatifs pour l'eau qui circule à travers les résidus miniers avec et sans boues rouges.....	135

Figure 8.1 - Modèle du noyau de réaction de la pyrite dans les stériles miniers (adapté de Lefebvre, 1994).....	193
Figure 8.2 - Description du maillage de la moitié de la halde sud de la mine Doyon et conditions aux limites.....	194
Figure 8.3 - Description du maillage de la moitié de la halde sud de la mine Doyon avec une couche de résidus miniers compactés	196
Figure 8.4 - Description du maillage de la moitié de la halde sud de la mine Doyon avec deux couches de résidus miniers compactés.....	197
Figure 8.5 - Description du maillage de la moitié de la halde sud de la mine Doyon avec trois couches de résidus miniers compactés.....	197
Figure 8.6 - Discrétisation d'une colonne utilisée pour simuler l'écoulement dans des stériles et des résidus miniers compactés.....	202
Figure 8.7 - Effet de l'apport d'eau sur la distribution de la saturation en eau pour des stériles et des matériaux fins	203
Figure 8.8 - Comportement de la halde de stériles de la mine Doyon après 10 ans.....	205
Figure 8.9 - Résultats de la modélisation numérique avec une couche de matériaux fins	207
Figure 8.10 - Comportement de la halde avec deux couches de résidus miniers compactés	209
Figure 8.11 - Comportement de la halde avec trois couches de résidus miniers compactés	210
Figure 8.12 – Évolution de la température moyenne pour la halde sud de la mine Doyon avec et sans entremêlement par couches	211
Figure 8.13 – Évolution de la concentration moyenne en oxygène dans la halde de stériles	212
Figure 8.14 – Évolution de la fraction de pyrite non oxydée dans la halde de stériles...	212

LISTE DES SYMBOLES

- A = section d'écoulement [L^2]
 c_0 = coefficient de chaleur d'un fluide ($J/kg^\circ C$)
 c = coefficient de chaleur d'un milieu ($J/kg^\circ C$)
 c_p = chaleur spécifique d'un fluide à une pression constante
 C_0 = concentration en oxygène à la surface du sol
 C_w = concentration en oxygène dissout dans l'eau [ML^{-3}]
 D'_i = coefficient de diffusion du composé i dans le fluide (L^2T^{-1})
 D_a = coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air
 D_w = coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau
 g = accélération gravitationnelle (m/s^2)
 h_c = hauteur capillaire
 h_w = gradient hydraulique
 H = constante de Henri
 J_i = flux molaire ($moleL^{-2}T^{-1}$)
 k = conductivité thermique
 k_g = perméabilité effective du milieu au gaz, [L^2]
 k_{rw} = perméabilité relative d'un fluide mouillant
 k_{rnw} = perméabilité relative d'un fluide non mouillant
 k_r = constante de vitesse de la réaction d'oxydation du sulfure [T^{-1}]
 k_t = conductivité thermique du milieu (eau et solide) ($W/m^\circ C$)
 k_w = conductivité hydraulique
 K = perméabilité intrinsèque du sol
 L = longueur de l'éprouvette (dans le sens de l'écoulement)
 m = paramètre de van Genuchten
 n = porosité

p = pression

P_{aea} = pression d'entrée d'air

q = flux de liquide (m/s)

q = débit spécifique, [LT⁻¹]

q''' = production de chaleur par unité de volume

Q = débit moyen

R_s = rayon de courbure

S_g = degré de saturation en gaz

S_{we} = degré de saturation effectif

S_w = degré de saturation en eau

S_{wr} = degré de saturation résiduel en eau

S_m = degré de saturation maximal

t = temps (s)

T = température (°C)

T_{mz} = température moyenne à la profondeur z (°C)

ΔT = variation de la température à la surface (°C)

T_s = tension de surface

u_a = pression de l'air

u_w = pression de l'eau

z = profondeur (positive vers le bas) (m)

v_w = flux ou débit spécifique;

ρ_0 = masse volumique du fluide (kg/m³)

ρ = masse volumique du milieu (kg/m³)

ρ_w = masse volumique de l'eau (kg/m³)

τ = période (s)

σ = contrainte due au poids du sol

λ = indice de distribution des pores

ψ = pression capillaire

α = paramètre de van Genuchten (Pa^{-1})

$\frac{\partial h_w}{\partial y}$ = gradient hydraulique dans la direction y

μ_w = viscosité dynamique de l'eau (N.s/m^2)

μ_g = viscosité dynamique du gaz. [$\text{ML}^{-1}\text{T}^{-1}$]

dC_l/dl = gradient de concentration dans la direction l

τ = tortuosité

θ_a = degré de saturation en gaz ($n.S_g$)

$\partial C/\partial z$ = gradient de concentration par rapport à la profondeur

$\partial(\theta_a C)/\partial t$ = variation de la concentration en oxygène à une profondeur z par rapport au temps

dp/dz = gradient de pression, [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-2}$]

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1 Problématique

Au Canada, il a été estimé en 1986 que les résidus miniers générateurs de drainage minier acide (DMA) couvraient une superficie de plus de 12 000 hectares et qu'il y avait plus de 350 millions de tonnes de stériles également générateurs de DMA (Feasby et Jones, 1994). Cependant ces données ne tiennent pas compte des mines d'or, de charbon ou d'uranium, ni des sites abandonnés pour lesquels la responsabilité appartient maintenant à la Couronne.

Au Québec, l'industrie minière occupe près de 36 000 hectares du territoire dont 8000 à 9000 hectares sont recouverts par des parcs à résidus miniers (AMQ, 1991). La grande région de l'Abitibi-Témiscamingue contient à elle seule plus de 70% des mines du Québec. Les activités reliées à l'exploitation minière (extraction, concassage,

purification, etc.) exigent l'utilisation de divers produits chimiques pouvant être extrêmement nocifs pour l'environnement. Ainsi, l'exploitation minière produit de grandes quantités de rejets solides. Par exemple, on produit près de 50 millions de tonnes de stériles et 45 millions de tonnes de résidus miniers annuellement. Les stériles sont empilés dans des haldes et les résidus miniers, dans des parcs. En 1991, on dénombrait plus de 144 parcs à résidus miniers dont 107 sites abandonnés (Gouvernement du Québec, 1992).

Lorsque les résidus miniers ou les stériles contiennent des métaux ou des minéraux sulfurés, ces derniers vont réagir en présence d'eau, d'oxygène et de bactéries pour former, entre autres, de l'acide sulfurique. La diminution du pH associée à ces réactions d'oxydation va permettre la mise en solution des métaux contenus dans les stériles ou les résidus miniers. Ces problèmes sont ceux qu'on associe au drainage minier acide. Ils sont présents aussi bien dans les mines en cours d'exploitation que dans les mines abandonnées. Bienvenu (1996) a fait une compilation des sites d'accumulation des rejets miniers au Québec et il a classé les rejets selon le degré d'acidité des eaux de drainage produites : acide, basique ou neutre. Il a fait la distinction entre les parcs restaurés et non restaurés. Le tableau 1.1 présente les résultats de cette compilation.

Tableau 1.1 - Superficie des aires d'accumulation des rejets miniers au Québec (d'après Bienvenu, 1996)

Catégorie	Superficie perturbée (ha)		Superficie restaurée (ha)	
	Résidus	Stériles	Résidus	Stériles
Acide	3118	203	681	21
Neutre	4778	1114	1087	22
Basique	1624	1316	373	200
TOTAL	9520	2633	2141	243

Le fardeau financier associé aux travaux urgents de restauration des aires d'accumulation de résidus miniers générateurs de DMA est compris entre 35 et 50 millions de dollars et

ce, au Québec seulement. Pour l'ensemble du Canada, les coûts associés aux problèmes de DMA sont estimés entre 1,5 et 3,5 milliards de dollars pour les résidus miniers et entre 0,3 et 0,7 milliards de dollars pour les stériles (Geocon, 1995).

Au Québec, les lois et règlements stipulent que les stériles ou les résidus doivent être entreposés de façon à minimiser ou prévenir tout effet nocif sur l'environnement. Les eaux acides générées par les haldes de stériles ou les parcs à résidus miniers contenant des minéraux sulfurés provoquent une détérioration importante et même une destruction des milieux aquatiques. La faune et la flore ne peuvent survivre dans des conditions de pH compris entre 2 et 4 et dont les concentrations en métaux lourds, cyanure et autres produits toxiques sont importantes. Ce n'est pas seulement les cours d'eau et les lacs qui sont affectés mais également les aquifères. En effet, les contaminants associés au drainage minier acide s'infiltrent dans le sol jusqu'à la nappe phréatique. Même dans les cas où les concentrations de métaux lourds ne sont pas suffisantes pour détruire la faune et la flore, les problèmes sont réels et peuvent avoir des conséquences désastreuses sur l'environnement. En effet, les métaux lourds s'accumulent dans les organismes qui font partie de la chaîne alimentaire et peuvent ainsi se rendre jusqu'à l'homme.

La loi du Québec sur les mines a été modifiée en 1995 dans le but d'assurer la réhabilitation des terrains affectés par des activités minières, tant du point de vue de l'exploration que de l'exploitation. Ainsi, toute organisation qui réalise des travaux est tenue de déposer un plan de restauration de même qu'une garantie financière qui couvre 70% du coût des travaux de restauration sur les aires d'accumulation (Ministère des ressources naturelles, 1995). Cette mesure a été prise afin de s'assurer que les compagnies minières ne laisseront pas derrière elles des terrains contaminant l'environnement pour de longues périodes. Les compagnies doivent donc, avant même de commencer l'exploitation, prévoir la fermeture de leur mine. Il devient important qu'elles puissent bénéficier de plusieurs alternatives techniques et d'envisager celle qui sera la plus avantageuse pour leurs conditions d'exploitation ou d'environnement.

Ce travail porte particulièrement sur la prévention du drainage minier acide dans les haldes de stériles. Les haldes de stériles sont formées généralement au pourtour

d'exploitations à ciel ouvert où de grandes quantités de matériaux n'ayant aucune valeur économique doivent être disposés. Si ces matériaux sont générateurs de DMA, il faut pouvoir en disposer de façon à ce qu'ils n'aient pas le temps de s'oxyder avant que l'exploitation de la mine soit terminée. Une fois l'exploitation terminée, il est nécessaire de recouvrir ou protéger la halde de façon permanente. L'empilement des stériles en halde offre une structure aérée et poreuse où l'eau et l'air circulent très facilement. Or, l'oxygène contenu dans l'air et dans l'eau est nécessaire pour qu'il y ait apparition de DMA. De plus, l'eau sert de vecteur pour le transport en solution des produits comme les ions métalliques vers les eaux de surface ou les eaux souterraines. Il faut donc développer une méthode qui rendrait difficile la circulation de l'air et de l'eau afin d'empêcher l'amorce des réactions d'oxydation et le transport des contaminants.

1.2 Objectifs généraux de la recherche

En 1996, Poulin et al. ont fait une étude sur l'empilement des stériles par entremêlement par couches. Cette méthode consiste à empiler des stériles miniers et à intercaler, à intervalles réguliers, des couches de résidus miniers compactés. Les couches de résidus miniers ont pour objectif de limiter la circulation de l'air et de l'eau et de retarder ainsi l'apparition de DMA. Les résultats de leurs travaux ont été concluants et ont démontré le potentiel positif de la méthode. Cependant, beaucoup de travaux sont encore requis afin de mieux comprendre le principe de la méthode et déterminer les mécanismes de fonctionnement.

Les objectifs de ce projet de recherche sont donc de comprendre les mécanismes impliqués au niveau de la circulation de l'air et de l'eau dans une halde construite par entremêlement par couches, de choisir des matériaux représentatifs (stériles et résidus miniers), d'observer les interactions chimiques entre ces matériaux, de trouver un outil qui permette de dimensionner une halde de stériles par entremêlement par couches (épaisseur et espacement des couches), et enfin de s'assurer que la méthode proposée soit réalisable à l'échelle d'une halde, tant du point de vue technique qu'économique. Si les

stériles sont générateurs de drainage minier acide. il y a de fortes chances que les résidus miniers le soient aussi. Ainsi, pour augmenter le potentiel de neutralisation des résidus miniers, nous avons aussi étudié la possibilité d'amender les couches de matériaux fins à l'aide de résidus industriels à caractère fortement alcalin. Les deux résidus industriels retenus pour l'étude étaient les poussières de four de cimenterie et les boues rouges, résidus d'aluminerie.

1.3 Méthodologie

Pour bien comprendre le problème, une revue de la littérature a d'abord été effectuée sur le drainage minier acide, sur les mécanismes de transport de l'oxygène et de l'eau dans les milieux poreux saturés et non saturés, sur les phénomènes géochimiques associés à l'oxydation des sulfures et à la neutralisation de ces derniers, ainsi que sur les modèles numériques qui seraient les mieux adaptés pour simuler les phénomènes qui nous intéressaient. Ces informations sont présentées aux chapitres 2 et 4. Le chapitre 3 présente la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches.

Par la suite, des matériaux typiques ont été choisis afin de réaliser une étude de caractérisation tant au point de vue chimique que physique. Nous avons choisi les stériles de la mine Doyon à cause de leur grande réactivité et parce que le halde sud de la mine Doyon a déjà fait l'objet d'une vaste campagne de caractérisation au début des années 1990 (Gélinas et al., 1992). Les résidus miniers choisis étaient ceux de la mine Selbaie. Ils ont été choisis simplement parce qu'ils représentaient les résidus miniers d'une mine à ciel ouvert, c'est-à-dire une mine où la méthode préconisée d'empilement des stériles pourrait être utilisée.

Dans la méthode étudiée, on propose de compacter, à intervalles réguliers, des couches de résidus miniers disponibles sur le site. Si les résidus miniers sont générateurs de drainage minier acide, on étudiera l'influence d'ajouter des produits résiduels basiques pour augmenter le potentiel de neutralisation.

Les essais en laboratoire ont été divisés en deux parties : les essais de caractérisation des matériaux avec lesquels nous avons travaillé et les essais de laboratoire en colonnes. Les essais de caractérisation ont consisté en des essais de perméabilité, de rétention d'eau, de granulométrie, de composition chimique et minéralogique, etc. Ces essais sont décrits aux chapitres 5 et 6. Les essais en colonne ont consisté à reproduire, à échelle réduite, la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches. Ces essais sont décrits au chapitre 7.

Les mouvements d'air et d'eau dans une halde de stériles construite ou non par entremêlement par couches ne peuvent pas tous être reproduits en laboratoire, particulièrement les mouvements d'oxygène associés à la convection thermique. Aussi, nous avons eu recours à la modélisation numérique afin de représenter la problématique. Le modèle retenu, TOUGH AMD (Transport of Unsaturated Groundwater and Heat – Acid Mine Drainage), permet de simuler les conditions d'une halde de stériles générateurs de drainage minier acide. Ce modèle a été développé par Pruess (1987) et adapté par Lefebvre (1994) au cours de ses travaux de doctorat, dans le but de représenter les phénomènes d'oxydation des sulfures. Lefebvre a étudié le cas de la mine Doyon pour calibrer le modèle développé et nous avons repris les résultats de ces recherches pour vérifier (par modélisation numérique) l'efficacité d'introduire des couches de matériaux fins à intervalles réguliers dans une halde de stériles. Les résultats des simulations sont présentés au chapitre 8.

Finalement, dans le but de vérifier si la méthode préconisée était réalisable dans des conditions de terrain, nous avons fait une étude sur la façon dont on disposait les stériles et s'il était possible d'intercaler de façon économiquement et techniquement rentable des couches de résidus miniers compactés amendées ou non de produits résiduels basiques. Ces résultats sont présentés au chapitre 9.

Le chapitre 10 présente la conclusion des travaux de ce projet de recherche de même qu'une description des recherches futures qui seraient intéressantes de poursuivre dans le but de comprendre et d'adapter la méthode proposée à toutes sortes de situations.

CHAPITRE II

LE DRAINAGE MINIER ACIDE DANS LES HALDES DE STÉRILES ET LES PARCS À RÉSIDUS MINIERS

2.1 Introduction

Le drainage minier acide (DMA) ou drainage rocheux acide (DRA) sont des termes associés aux phénomènes liés à l'oxydation naturelle des minéraux sulfureux dans les roches exposées à l'air et à l'eau. De façon générale, l'oxydation des sulfures est liée à l'exploitation minière, plus particulièrement à l'extraction et à la disposition des stériles et au traitement du minerai qui produit des quantités importantes de résidus aussi appelés rejets de concentrateur. Pour qu'il y ait génération de DMA, la présence simultanée de sulfures, d'eau et d'oxygène est nécessaire. Les réactions d'oxydation sont catalysées par une activité bactérienne. Ces réactions engendrent une diminution du pH des eaux de

drainage, ce qui provoque la lixiviation des métaux et des problèmes environnementaux considérables.

L'oxydation de la pyrite implique la consommation d'oxygène et la production de chaleur. Ainsi, cette réaction chimique implique plusieurs processus dont les mouvements associés à la diffusion, à la convection et au transfert de chaleur par conduction. Ces processus, tous inter reliés, ont une influence directe sur l'approvisionnement en oxygène dans les rejets sulfureux.

Les sulfures métalliques sont stables à l'état naturel s'ils sont contenus en profondeur dans la roche mère et qu'ils ne sont pas exposés à l'oxygène et à l'eau. Ce chapitre présente la problématique reliée au drainage minier acide qui concerne plus particulièrement les sulfures métalliques exposés aux conditions atmosphériques. On présente les mécanismes de réaction d'oxydation de la pyrite et les facteurs qui les influencent. On présente aussi les dangers sur l'environnement lorsqu'il y a production de drainage minier acide et, finalement, les méthodes de contrôle les plus efficaces et les moins coûteuses préconisées à l'heure actuelle pour enrayer la production de DMA dans les haldes de stériles ou dans les parcs à résidus miniers.

2.2 Production des résidus miniers

Les résidus miniers sont les rejets qui proviennent du traitement des minerais. Souvent, ils représentent plus de 90% du volume total de minerai exploité. La plupart des procédés de séparation existants impliquent que le minerai soit broyé en particules fines. Après le broyage du minerai, les minéraux sont séparés par une méthode spécifique au minerai que l'on traite et les résidus sont pompés vers des parcs à résidus. Les résidus miniers sont rejetés sous forme de pulpe. Une fois en place, les particules solides vont se déposer et subir du tassement. L'eau remonte donc en surface et peut être recyclée pour être réutilisée dans les procédés de séparation. La composition minéralogique des résidus miniers est fonction de la géologie de la zone exploitée. Elle peut donc varier

considérablement d'un endroit à l'autre. Certains résidus miniers vont aussi contenir des substances hautement toxiques comme des cyanures. Ces produits sont ajoutés au minerai lors du procédé de traitement dans le but de dissoudre certains métaux. La problématique des cyanures ne fera pas l'objet de cette thèse.

2.3 Définition des stériles miniers

Les stériles sont les roches encaissantes du minerai qui doivent être déplacées et qui ne contiennent pas de substances métalliques en quantités suffisantes pour être économiquement traitées. Pour les mines à ciel ouvert, la quantité de stériles produite peut être importante afin de donner accès au minerai. Ceux-ci doivent être dynamités et transportés. La grosseur des particules varie donc du mètre au millimètre. Les mines souterraines produisent relativement peu de stériles.

2.4 Formation du drainage minier acide

La quantité et la nature des produits chimiques générés ainsi que la cinétique des réactions lors de la formation du DMA sont grandement influencés par les propriétés physiques et chimiques des stériles et des résidus miniers. Dans le cas des haldes de stériles, ils sont aussi beaucoup influencés par les mouvements et la composition de l'eau et des gaz qui y circulent. Le taux d'oxydation des sulfures métalliques, que ce soit dans une halde de stériles ou un parc à résidus, est aussi fonction de la température, du pH, de la concentration en oxygène, de la composition chimique de l'eau contenue dans les pores, des bactéries présentes, etc. Ainsi, pour prédire le potentiel générateur d'acide d'une halde de stériles ou d'un parc à résidus, il est important de bien connaître les conditions environnementales du site en plus de la composition minéralogique des stériles et des résidus miniers. L'apparition de DMA, que ce soit dans une halde ou un parc, peut se faire quelques mois ou quelques années après la disposition des résidus sulfureux. La vitesse de la réaction dépend de la quantité d'eau qui transite à travers les résidus

sulfureux, du taux d'oxydation des sulfures, de la quantité de matériaux neutralisants disponibles et de leur cinétique de réaction.

Les sulfures métalliques ne s'oxydent pas tous à la même vitesse. Certains sont beaucoup plus réactifs que d'autres. Jambor (1994) a classé les sulfures métalliques selon leur taux de réactivité en commençant par le plus réactif :

pyrrhotite → *galène* – *sphalérite* → *pyrite* – *arsénopyrite* → *chalcopyrite* → *magnétite*

Cette classification n'est pas toujours vérifiée. Par exemple, à Heath Steel, la dissolution de la chalcopyrite a été observée avant celle de la pyrite. Jambor (1994) a aussi observé que très souvent, l'arsénopyrite était plus soluble que la pyrite sans toutefois être nécessairement plus réactive. Le tableau 2.1 présente les principaux minéraux sulfureux présents dans les résidus miniers de même que leur composition chimique et le système cristallographique sous laquelle on les retrouve.

Tableau 2.1 - Principaux minéraux sulfureux rencontrés dans les résidus miniers susceptibles au DMA

Minéraux	Composition
Arsénopyrite	FeAsS
Chalcopyrite	CuFeS ₂
Galène	PbS
Marcassite	FeS ₂
Pyrite	FeS ₂
Pyrrhotite	Fe _{1-0.8} S
Sphalérite	ZnS

La pyrite est le sulfure métallique le plus commun dans les résidus miniers et celui qu'on associe le plus souvent aux problèmes de DMA. Il existe deux types de disulfide ferreux : la marcassite et la pyrite. Les deux formes se distinguent par leur arrangement moléculaire. Elles ont un aspect physique différent (couleur, morphologie). La marcassite est beaucoup moins stable chimiquement que la pyrite (Lowson, 1982).

La pyrite peut se retrouver sous différents systèmes cristallins : cubique, octaédrique ou dodécaédrique. On retrouve aussi une texture appelée framboïdale. Cette forme de pyrite est composée de plusieurs grains de petites dimensions dont l'arrangement rappelle les framboises. Cette texture de pyrite est associée particulièrement aux mines de charbon mais elle est beaucoup moins abondante que la pyrite sous forme cubique.

2.4.1 Oxydation de la pyrite

Stumm et Morgan (1981) ont proposé le schéma montré à la figure 2.1 pour l'oxydation de la pyrite dans un contexte associé au DMA.

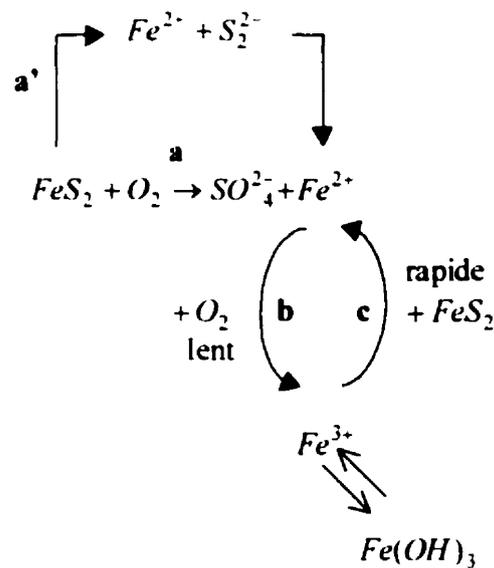


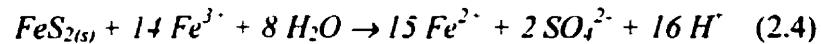
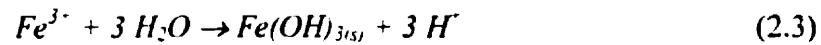
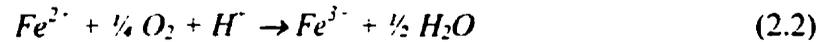
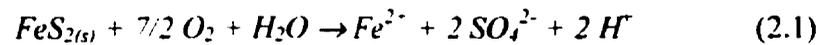
Figure 2.1 – Modèle de l'oxydation de la pyrite (d'après Stumm et Morgan, 1981)

Ce modèle est essentiellement composé de trois étapes. D'abord, il y a oxydation de la pyrite par l'oxygène via les réactions a et a'. Ensuite, il y a oxydation du fer ferreux (Fe^{2+}) en fer ferrique (Fe^{3+}), étape b. Enfin, à l'étape c, on retrouve l'oxydation de la pyrite par le fer ferrique. Cette étape est relativement rapide. C'est cependant l'étape b qui contrôle la cinétique d'oxydation et elle est catalysée par l'activité bactérienne. La section suivante présente les mécanismes de production d'acide de façon plus détaillée et plus généralisée.

2.4.2 Mécanismes de production d'acide

Pour qu'il y ait formation de DMA, trois éléments sont essentiels : les sulfures de fer (comme la pyrite), l'eau et l'oxygène. Une fois ces trois constituants mis ensemble, les réactions chimiques peuvent s'amorcer et il y a formation, entre autres, d'acide sulfurique et de sulfates avec pour conséquence, une diminution du pH. Les ions correspondant à ces composés sont le fer ferreux (Fe^{2+}), les sulfates (SO_4^{2-}) et les ions H^+ . Par la suite, le fer ferreux s'oxyde au contact de l'oxygène pour former du fer ferrique (Fe^{3+}). Le fer ferrique, au contact de l'eau contribue à libérer des ions H^+ ce qui a pour conséquence de diminuer le pH. C'est aussi le fer ferrique qui oxyde la pyrite lorsque le pH atteint une très faible valeur. Ce qu'il est important de noter c'est que lorsque le pH est suffisamment faible, le fer ferrique permet l'oxydation de la pyrite et libération d'ions H^+ . Lorsque les réactions chimiques ont atteint ce niveau dans une halde ou un parc, il est très difficile de les arrêter. Le seul moyen théoriquement efficace est soit de neutraliser le pH ou de couper l'apport d'eau. Après un certain temps, s'il n'y a pas d'oxygène de disponible, tout le fer ferrique est consommé et il n'y a plus d'oxydant disponible pour la pyrite. Ce phénomène peut cependant se produire sur une très longue période de temps.

Les réactions chimiques impliquées lors de l'oxydation de la pyrite sont présentées aux équations suivantes (Lowson, 1982) :



À un pH d'environ 3, l'oxydation de la pyrite par le fer ferrique (équation 2.4) est de 10 à 100 fois plus rapide que celle ne faisant intervenir que l'oxygène (équation 2.1). Singer et Stumm (1970) ont aussi démontré que le taux d'oxydation de la pyrite par le fer ferrique est en fait limité par la cinétique de la réaction 2.2 mais peut être multipliée par un facteur 10^6 grâce à la présence de certaines bactéries telle *thiobacillus ferrooxidans*. La section 2.4.3 est consacrée au rôle des bactéries dans le DMA.

La production de DMA évolue dans le temps en fonction de plusieurs paramètres. Lors de la mise en place des stériles ou des résidus miniers, lorsque les processus d'oxydation ne sont pas encore amorcés, l'eau contenue dans les pores est près de la neutralité. Par contre, dès le premier contact des sulfures avec l'oxygène, il y aura début d'oxydation des métaux sulfurés et une baisse progressive du pH de l'eau interstitielle. Fergusson et Erickson (1987) ont proposé des étapes de l'évolution du DMA en fonction du temps. Ces étapes sont montrées à la figure 2.2. Sur cette figure, on remarque que l'étape I, c'est-à-dire l'amorce du DMA est probablement la plus longue. Le temps dépend toujours de l'environnement extérieur (température, précipitations), de la quantité de métaux sulfurés et du potentiel de neutralisation. On passe à l'étape II lorsque le pH atteint une valeur d'environ 4.5. À cette valeur de pH, l'activité bactérienne débute et les bactéries permettent de catalyser les réactions d'oxydation. En effet, l'activité de la bactérie *T.ferrooxidans* a une croissance optimale à un pH compris entre 1,5 et 3,5 et une température variant entre 20 et 60 °C (Guay, 1994). À partir de ce point, on

remarque d'ailleurs une baisse rapide du pH en peu de temps. Lorsque le pH atteint une valeur d'environ 3,5, on passe à l'étape III. À cette étape, en plus des réactions biochimiques, on assiste à l'oxydation de la pyrite par le fer ferrique. Cette réaction ne peut se faire qu'à de faibles valeurs de pH. L'oxydation de la pyrite par le fer ferrique libère des ions ferreux qui vont rapidement s'oxyder à nouveau en ions ferriques, alimentant ainsi la quantité d'oxydant. L'étape III se poursuit tant et aussi longtemps qu'il y a disponibilité en sulfures métalliques, en eau et en oxygène.

L'apport en oxygène peut se faire selon trois mécanismes différents dans une halde de stériles : par diffusion moléculaire gazeuse à travers les pores, par infiltration de l'eau de ruissellement (oxygène dissout) ou par advection à travers les pores. Les mécanismes de transport de l'oxygène sont discutés plus en détail au chapitre 4. Mentionnons simplement que dans une halde de stériles, le transport par diffusion moléculaire et par advection sont prédominants.

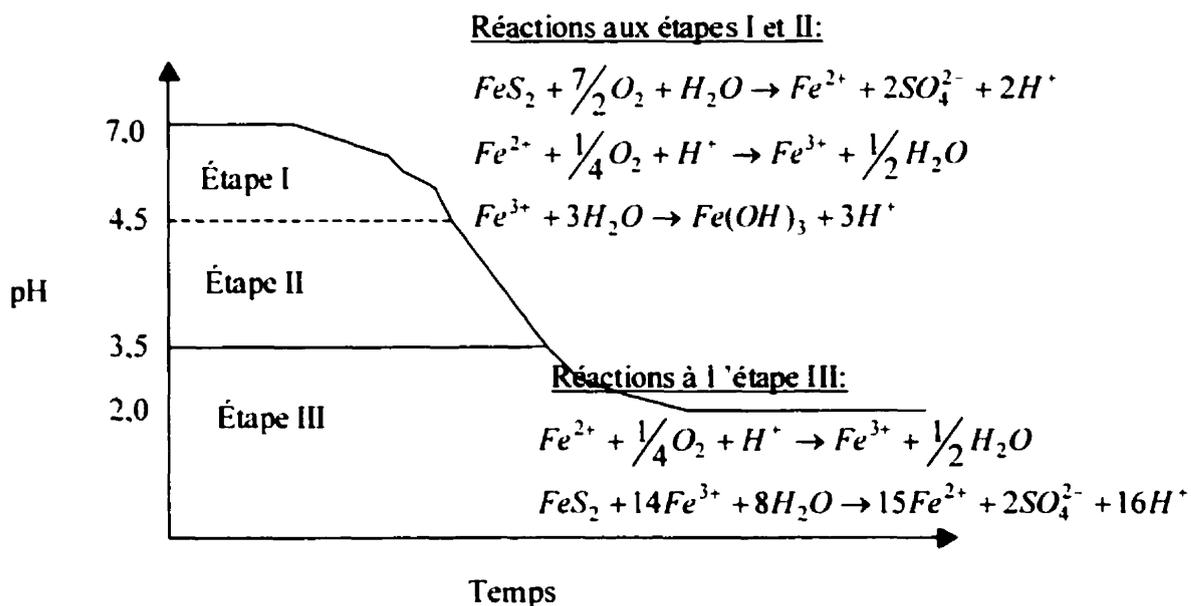


Figure 2.2 – Étapes de la formation du DMA selon Fergusson et Erickson (1987)

La production de DMA est aussi influencée par les conditions hydrologiques qui règnent à l'intérieur d'une halde de stériles ou d'un parc à résidus. La figure 2.3 montre les processus hydrologique et géochimique qui contrôlent le transport des ions métalliques dans des résidus miniers. Dans un parc à résidus miniers fermé, la nappe phréatique se retrouve très rarement en surface. On retrouve donc une couche de résidus miniers partiellement saturée, dont l'épaisseur est fonction de la position de la nappe. Dans les pores, il y a donc présence d'eau et d'oxygène, les deux ingrédients essentiels à l'oxydation de la pyrite. Sous la zone partiellement saturée, il y a une zone appelée frange capillaire. Cette zone est quasi-saturée mais la pression d'eau est légèrement inférieure à la pression atmosphérique (Bear, 1972). Finalement, dans la zone saturée située sous la frange capillaire, peu d'oxygène est disponible pour l'oxydation. Les produits d'oxydation générés dans la zone non saturée vont percoler et prendre le chemin des eaux souterraines.

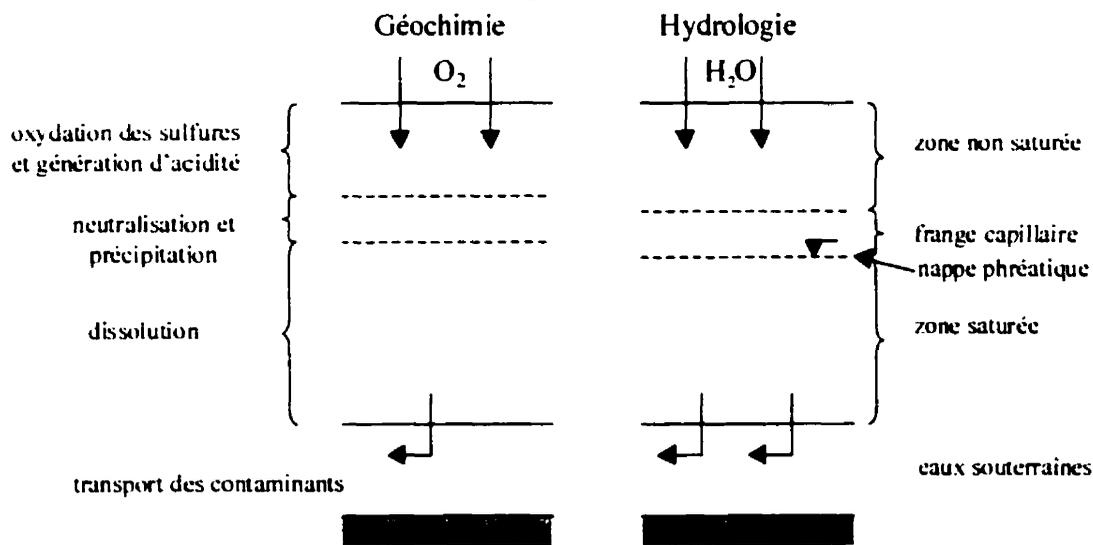


Figure 2.3 - Processus géochimique et hydrologique contrôlant le transport des ions métalliques dans les résidus miniers (adapté de Blowes et Ptacek, 1994)

2.4.3 Rôle des bactéries

Certaines bactéries agissent comme catalyseur pour les réactions d'oxydation de la pyrite à de faibles valeurs de pH. Ces bactéries appartiennent au genre des thiobactériacées. Elles sont autotrophes (organismes qui utilisent des sources de

matériaux inorganiques) et aérobies. Elles sont capables d'oxyder les sulfures, le soufre et les thiosulfates en sulfates. Les bactéries croissent et se multiplient en milieu aqueux. On retrouve comme famille, entre autres (Goni et al., 1973):

- *Thiobacillus thioparus* : oxyde le soufre dans des conditions de pH neutre ou alcalin;
- *Thiobacillus thiooxydans* : oxyde le soufre en milieu acide (pH \approx 2);
- *Thiobacillus ferrooxydans* : oxyde le soufre et le fer en milieu acide (pH \approx 2).

En milieu stérile, c'est-à-dire en l'absence de bactéries, l'oxydation de la pyrite selon les équations 2.1 à 2.4 est limitée par la vitesse d'oxydation du Fe^{2+} par l'oxygène soit l'équation 2.2. La cinétique de cette réaction est très lente et il est clair qu'en nature, la présence de bactéries catalysantes est requise pour expliquer des pH aussi faibles que ceux mesurés après peu de temps dans les eaux de drainage des haldes de stériles ou des parcs à résidus contenant de la pyrite. Des essais en laboratoire, réalisés par Singer et Stumm (1970), ont montré que la présence de bactéries pouvait augmenter la cinétique des réactions d'oxydation de la pyrite par un facteur de 10^6 . En effet, les oxydations biologiques fournissent l'énergie nécessaire pour la survie et la croissance des organismes.

Dans le cas du DMA, c'est surtout la bactérie *T. ferrooxydans* qui est responsable de l'augmentation des cinétiques des réactions. Cette bactérie est la mieux connue en terme de thiobactéries acidophiles. C'est une bactérie très résistante qui vit dans des milieux ayant un pH compris entre 1 et 3.5. En plus d'obtenir son énergie via l'oxydation de composés sulfureux, elle en obtient également en oxydant le fer ferreux en fer ferrique (Tuovinen et Kelly, 1972).

Selon Kleinmann et al. (1981), il est possible de contrôler l'apparition du DMA en mélangeant les stériles fraîchement extrait du sol avec de la chaux. Cependant, si l'oxydation des stériles a débuté, il est essentiel d'utiliser en plus de la chaux, des

bactéricides. Ces produits ont cependant une durée de vie limitée (entre 2 et 5 ans) et doivent être appliqués régulièrement pour assurer une certaine efficacité.

2.4.4 Caractéristiques des eaux de drainage

Les eaux de drainage acide produites par l'oxydation des sulfures ont un pH qui varie généralement entre 2 et 4. La composition chimique des eaux de drainage varie évidemment en fonction de la composition chimique et minéralogique des résidus ou des stériles oxydés. Le tableau 2.2, tiré de Ritchie (1994) présente les caractéristiques générales des eaux de drainage produites par l'oxydation des haldes de stériles. Le pH très faible des eaux de drainage a pour conséquence la solubilisation de plusieurs ions métalliques (cuivre, zinc, fer, etc.). Ces ions métalliques sont nuisibles pour la faune et la flore puisqu'une fois ingurgités, ils s'accumulent dans les organismes et plus on remonte la chaîne alimentaire et plus les concentrations sont élevées.

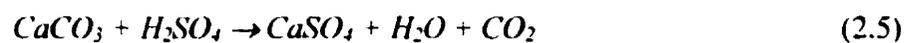
Tableau 2.2 - Caractéristiques générales des eaux de drainage acide produites par les haldes de stériles (tiré de Ritchie, 1994)

Propriété	Agent chimique typique	Concentration	Impact
pH	Acide sulfurique	pH de 2 à 4	Solubilisation des ions métalliques
Fer	Fe ²⁺ , oxydes Fe ³⁺ , hydroxydes, jarosites	100 à 3000 mg/l	Coloration de l'eau et précipitation de sels ferreux
Métaux lourds	Cu, Mg, Zn, Cd, Hg, Ar, Rd, Pb	1 à 200 mg/l	Réduction de la faune et de la flore aquatique et de la qualité des eaux souterraines, bioaccumulation
Sels totaux dissous	Calcium, magnésium, aluminium, sulfates	100 à 30000 mg/l	Réduction de la qualité des eaux souterraines

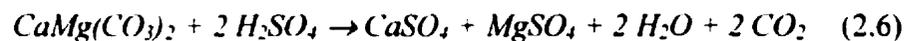
2.5 Mécanismes naturels de neutralisation

Les minéraux contenus dans les stériles ou les résidus miniers ne sont pas tous générateurs de DMA. Certains minéraux vont au contraire, au contact de l'eau ou de l'acide sulfurique se dissoudre et augmenter le pH. Parmi les minéraux neutralisant les plus courants, on retrouve la calcite et la dolomite, qui sont des carbonates. Les réactions chimiques associées à la dissolution de la calcite et de la dolomite en contact avec de l'acide sulfurique sont les suivantes (Ritchie, 1994) :

Calcite



Dolomite



La dissolution des carbonates contribue à neutraliser le DMA en augmentant le pH de l'eau des pores. Une des conséquences importantes est que lorsque le pH atteint des valeurs supérieures à 4.5, la majorité des minéraux métalliques ne sont pas soluble, diminuant ainsi la concentration en ions métalliques. Si la quantité de calcite est très importante dans les résidus, alors le degré de saturation de l'eau des pores par rapport au gypse pourra être excédé suffisamment pour le faire précipiter. Pour qu'il y ait précipitation du gypse, il faut que la concentration en calcium soit supérieure à 600 mg/L et celle en sulfates à 1300 mg/L. La précipitation du gypse dans les pores contribue à diminuer la porosité globale du milieu et contribue ainsi à la formation d'une couche indurée (hard pan). Cette couche est un avantage puisqu'elle rend plus difficile la circulation de l'air et de l'eau.

La figure 2.4 montre l'évolution du DMA en terme de pH des eaux de drainage et du taux de production d'acide en fonction du temps. Sur cette figure, on remarque que la production d'acide se fait très lentement au début et est contrôlée surtout par la réaction indiquée par l'équation 2.1. Au fur et à mesure que la pyrite s'oxyde, le pH diminue par

paliers. Ces paliers correspondent à la dissolution de minéraux ayant des capacités neutralisantes. On retrouve une liste de ces minéraux au tableau 2.3. Une fois que le potentiel de neutralisation a été épuisé, le pH se remet à descendre. Les minéraux associés aux paliers sont les suivants (Ritchie, 1994) :

- carbonates de calcium pH de 5,5 à 6,4
- hydroxyde d'aluminium pH de 4,3 à 5,0
- hydroxyde de fer et jarosite pH de 3,0 à 3,7

Le taux d'oxydation augmente avec la diminution du pH, surtout à cause des réactions biochimiques qui atteignent un optimum à des valeurs de pH très faibles. Le taux d'oxydation de la pyrite atteint une valeur maximale puis décroît lorsque la quantité de pyrite disponible diminue. Théoriquement, une fois que toute la pyrite a été oxydée, le pH de l'eau retrouve la neutralité. Des évaluations sur le temps requis pour épuiser le potentiel acidogène de stériles ont montré que théoriquement, il faudrait généralement des siècles pour qu'il y ait oxydation complète des sulfures.

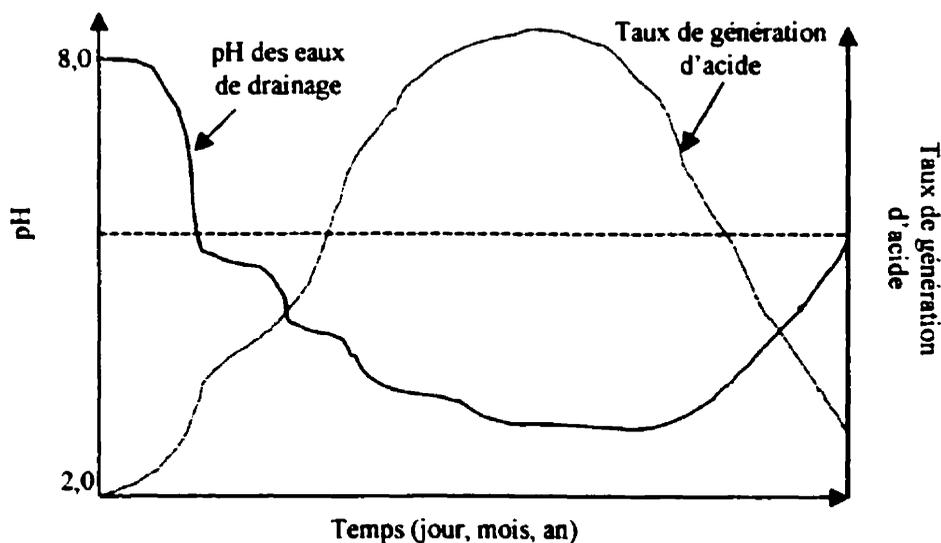


Figure 2.4 – Évolution schématique du drainage minier acide (Ritchie, 1994)

Un des facteurs extrêmement importants à considérer dans les mécanismes de neutralisation est le taux de dissolution des minéraux neutralisants versus le taux d'oxydation de la pyrite ou le taux de production d'acide. Le tableau 2.4 montre les taux de réaction par unité de surface pour trois minéraux importants. Le taux de dissolution des produits neutralisants est déterminant quant à l'efficacité de ces derniers à neutraliser l'acidité produite par l'oxydation des sulfures. Si la différence entre le taux de réaction des produits neutralisants et des produits acidifiants est importante, ils ne réagiront pas en même temps et le bilan sera une production d'eaux basiques en premier par exemple, suivie d'une production d'eaux acides. Ainsi, même si le potentiel de neutralisation des rejets miniers est important, il est primordial de considérer les vitesses de réaction des différents produits.

Tableau 2.3 – Principaux minéraux basiques présents dans les résidus miniers (Blowes et Ptacek, 1994)

Minéral	Formule
<i>Carbonates</i>	
Calcite	$CaCO_3$
Dolomite	$CaMg(CO_3)_2$
Sidérite	$FeCO_3$
Ankérite	$Ca(Fe, Mg)(CO_3)_2$
<i>Hydroxydes</i>	
Gibbsite	$Al(OH)_3$
Ferrihydrite	$Fe(OH)_3$
Goethite	$FeOOH$
K-Jarosite	$KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$
<i>Aluminosilicates</i>	
Chlorite	$(Mg, Al, Fe)_6(Si, Al)_4O_{10}(OH)_8$
Muscovite	$KAl_2(Si, Al)_4O_{10}(OH, F)_2$
Feldspaths alcalins	$(K, Na)AlSi_3O_8$
Plagioclases	$NaAlSi_3O_8 - CaAl_2Si_2O_8$
Groupe des pyroxènes	
Groupe des amphiboles	

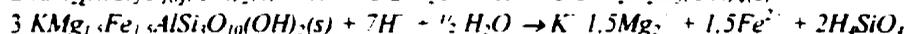
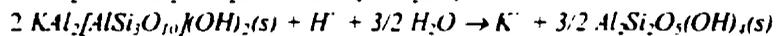
Par exemple, au tableau 2.4, on remarque que le taux de réaction de la pyrite est beaucoup plus rapide que le taux de dissolution de la muscovite mais plus semblable à

celui de la biotite. Cependant, le processus de neutralisation est plus complexe que de considérer simplement les taux de réaction ou de dissolution. Il faut aussi tenir compte de l'accessibilité des différents minéraux. Dans le cas des stériles, l'exposition des minéraux est variable comparativement à ceux retrouvés dans les résidus miniers. Effectivement, plus la granulométrie est grossière, plus l'altération des minéraux peut être lente car la surface spécifique est beaucoup moins importante. Une partie des minéraux altérables peut se retrouver au cœur des stériles ce qui les rend difficilement accessibles.

L'ajout de produits basiques aux résidus miniers ou aux stériles générateurs de DMA dans l'espoir de neutraliser les produits associés à l'oxydation des sulfures, doit prendre en considération l'aspect cinétique des réactions chimiques. En effet, les vitesses de réaction ne sont pas nécessairement les mêmes. Ainsi, si peu d'eau circule dans les rejets miniers, le potentiel neutralisant a moins de chance de s'épuiser rapidement. C'est souvent la dissolution des produits basiques qui se fait plus rapidement que l'oxydation des minéraux sulfurés. Ainsi, si une oxydation des minéraux sulfurés est initiée, un tampon basique est présent et empêche ainsi les bactéries de favoriser la dégradation biochimique.

Tableau 2.4 – Taux de réaction par unité de surface de différents minéraux présents dans les résidus miniers (Ritchie, 1994)

Minéral	Taux de réaction par unité de surface (mole/m ² /s)
Oxydation de la pyrite ¹	5.12 x 10 ⁻⁸
Dissolution de la muscovite ²	6.32 x 10 ⁻¹²
Dissolution de la biotite ³	2.57 x 10 ⁻⁹



2.6 Production de chaleur associée au drainage minier acide

La cinétique de production de DMA dans les haldes de stériles est différente de celle dans les parcs à résidus miniers. Les haldes de stériles ont généralement une zone partiellement saturée beaucoup plus importante et sont plus perméables à cause de la granulométrie grossière des stériles. Les haldes de stériles occupent des volumes importants favorisant ainsi l'accroissement de la température au centre, accroissement dû au dégagement de chaleur produit par l'oxydation de la pyrite. L'enthalpie de cette réaction est de 1440 kJ/mol soit l'équivalent de 11,7 MJ pour chaque kilogramme de pyrite oxydée (Lefebvre, 1994). De plus, les haldes de stériles sont généralement construites en pile ce qui favorise géométriquement la circulation des gaz par convection.

Si la halde de stériles est suffisamment perméable, des mouvements de convection thermiques sont engendrés, à cause du gradient de température entre la surface et le centre, amenant ainsi de l'air frais à de grandes profondeurs. La convection peut aussi être amorcée à cause des variations barométriques ou à cause des variations de la densité des gaz dans la halde. Cependant, ces deux phénomènes sont beaucoup moins efficace que le premier. Le suivi de l'évolution de la température dans une halde de stériles est un bon indice du taux d'oxydation de la pyrite et par le fait même de la production de DMA. Par exemple, plus le taux d'oxydation de la pyrite est important, moins il y aura accroissement de température au centre de la halde puisque l'oxygène sera consommé près des bords facilitant ainsi le dégagement de la chaleur. Si le taux d'oxydation est plus faible, l'oxygène pénétrera en profondeur et réagira plus loin des bords ce qui aura pour effet de rendre plus difficile l'évacuation de la chaleur par conduction. Il y aura ainsi accroissement de la température et mouvement important de convection.

L'équation de comportement du transfert de chaleur par conduction et par convection est la suivante (tiré de Lefebvre, 1994) :

$$k_i \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} - qc_o \rho_o \frac{\partial T}{\partial z} = c\rho \frac{\partial T}{\partial t} \quad (2.7)$$

où

k_t = conductivité thermique du milieu (eau et solide) (W/m°C);

T = température (°C);

q = flux de liquide (m/s);

ρ_0 = masse volumique du fluide (kg/m³);

ρ = masse volumique du milieu (kg/m³);

z = profondeur (positive vers le bas) (m);

c_0 = coefficient de chaleur du fluide (J/kg°C);

c = coefficient de chaleur du milieu (J/kg°C);

t = temps (s).

Le flux net de chaleur résulte de l'écoulement simultané de l'air et de l'eau dans la halde. Dans la zone non saturée, l'infiltration de l'eau se fait toujours vers le bas tandis que la circulation de l'air peut se faire dans les deux sens à l'intérieur des cellules de convection. Le flux de chaleur par advection ($qc_0\rho_0$) sera alors la somme de deux termes : le flux d'eau par advection ($q_w c_w \rho_w$) et le flux d'air par advection ($q_g c_g \rho_g$) (avec q positif vers le bas) :

$$qc_0\rho_0 = q_w c_w \rho_w + q_g c_g \rho_g \quad (2.13)$$

2.7 Environnement des haldes de stériles

L'environnement des haldes de stériles est différent des parcs à résidus. La principale différence se situe au niveau de la géométrie des sites et des particules qui les composent. Les haldes de stériles sont construites en hauteur tandis que les parcs à résidus couvrent de grandes superficies sur une faible épaisseur (relativement à celle des haldes). Les haldes de stériles sont faites de particules grossières ce qui affecte le transport des gaz, le degré de saturation en eau et par le fait même le taux d'oxydation de la pyrite.

L'importance d'une halde de stériles est fonction de l'importance de l'exploitation minière, du procédé de minage et de l'accessibilité du minerai. Les mines à ciel ouvert génèrent beaucoup plus de stériles comparativement aux mines souterraines. Le tableau 2.5 (tiré de Ritchie, 1994) présente l'ordre de grandeur des haldes de stériles.

Tableau 2.5 - Caractéristiques physiques typiques d'une halde de stériles (tiré de Ritchie, 1994)

	Valeurs typiques	Valeurs extrêmes
Hauteur	20 m	2 à 150 m
Superficie	30 ha	0,1 à 150 ha
Masse volumique	1500 kg/m ³	1300 à 1900 kg/m ³
Teneur en pyrite	2%	0,5 à 30%
Climat		tropical à polaire
Précipitations		0,1 à 5 m/an
Température dans la halde		-7 à 65°C
Teneur en eau		5 à 25%

Le DMA dans une halde de stérile a été représenté schématiquement par SRK (1991) (figure 2.5). Sur cette figure, on montre le parcours de l'eau dans une halde de stériles. L'eau qui entre en contact avec des métaux sulfurés produit du DMA et a ainsi un pH qui baisse. Au cours de son cheminement dans la halde, l'eau entre en contact avec des roches basiques ce qui a pour effet de remonter le pH. La présence de minéraux basiques dans un empilement de stérile n'empêche pas l'oxydation des sulfures mais peut donner un bilan global du pH de l'eau de drainage relativement près de la neutralité. On sait que les bactéries du genre *T. Ferrooxidans* ont une croissance maximale à très faible pH alors on peut espérer que les minéraux basiques nuiront à la croissance bactérienne. Ainsi, au contact des minéraux sulfurés, il y aura oxydation chimique, ce qui est beaucoup plus lent que l'oxydation biochimique (catalysée par les bactéries).

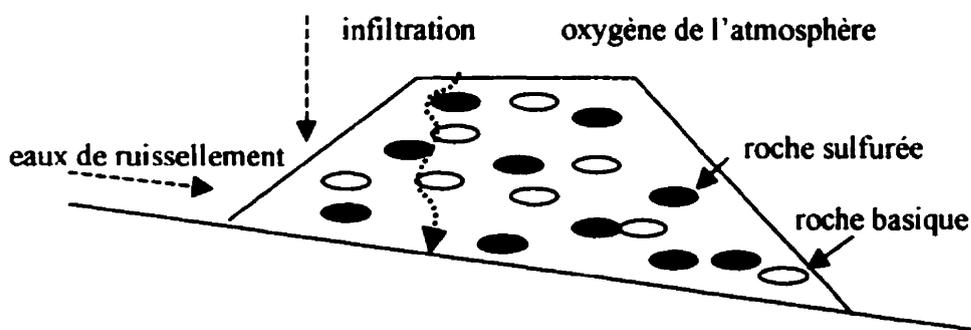


Figure 2.5 – Schéma de la production du DMA et de la neutralisation dans une halde de stérile (adapté de SRK, 1991)

La prédiction du DMA dans une halde de stériles implique la compréhension de l'écoulement de l'eau et des gaz dans ce milieu poreux et partiellement saturé. L'essai statique de consommation d'acide de même que les essais cinétiques dans les cellules d'humidité indiquent si les matériaux sont générateurs ou non d'acidité. Avec ces résultats, la modélisation numérique pourrait permettre d'extrapoler les résultats sur l'ensemble d'une halde à condition d'être en mesure de bien prédire les taux d'oxydation puis les transports des contaminants. L'aspect le plus difficile à prendre en compte est l'hétérogénéité d'une halde de stériles tant au niveau géochimique des particules que la composent qu'au niveau hydraulique. On observe en effet, un écoulement préférentiel qui est difficile à modéliser et qui peut être totalement aléatoire (Li, 2000) ou suivre un parcours correspondant à une certaine granulométrie (Wilson et al., 2000).

Wilson et al. (2000) ont réalisé une étude intéressante sur l'écoulement préférentiel de l'eau aux extrémités des haldes de stériles. Les haldes étant le résultat de déchargement d'une quantité impressionnante de camions à benne, les extrémités de la haldes sont souvent la superposition quasi verticale de matériaux ayant une granulométrie variable. Wilson et al. (2000) ont montré que les matériaux fins se saturaient plus rapidement que les matériaux grossiers et, à cause de la perméabilité relative qui est plus grande dans un matériau fin saturé que dans un matériau grossier peu saturé, l'eau circule préférentiellement par des matériaux fins.

2.8 Prévention et contrôle du drainage minier acide

Il existe différentes méthodes pour prévenir ou contrôler le DMA dans les haldes de stériles ou dans les parcs à résidus. Les méthodes de prévention sont évidemment celles qui sont préconisées et on favorise celles qui ont un effet permanent et non un effet tampon, c'est à dire un effet qui retarde uniquement l'apparition de DMA. Pour les exploitations antérieures où les sites sont générateurs de DMA, on fait appel à des méthodes de contrôle qu'on veut installer de façon permanente et nécessitant le moins de surveillance possible. Les méthodes de prévention et de contrôle sont en relation avec le type de problématique auquel on est confronté.

Il existe plusieurs méthodes pour entreposer les stériles générateurs de DMA ou les résidus miniers. Certaines de ces méthodes ont été éprouvées sur des sites expérimentaux, d'autres sont encore à l'étude. Certaines méthodes sont préventives, d'autres curatives. Toutes les méthodes existantes sont basées sur les mêmes principes : couper l'apport en oxygène et en eau, ralentir l'activité bactérienne ou remonter le pH de l'eau interstitielle. Les paragraphes suivants décrivent certaines méthodes existantes.

Si l'oxydation des sulfures contenus dans les stériles miniers ou les résidus n'est pas amorcée de façon importante à la fin de l'exploitation minière, on peut recouvrir la halde ou le parc avec des matériaux imperméables ou consommateurs d'oxygène. Ces couvertures ont comme objectif d'empêcher l'oxygène de se rendre aux sulfures et de limiter la circulation de l'eau. Il existe des couvertures faites à partir de matériaux géologiques comme les silts et les argiles (Yanful et al., 1996; Aubertin et al., 1996), de matériaux reconstitués comme les résidus miniers désulfurés (Bussière et al., 1996), de matériaux organiques tels les résidus forestiers (Tassé et al., 1996) ou de produits résiduels tels les résidus de désencrage (Cabral et al., 1996), les boues de pâtes et papier (Chtaini et al., 1996) ou les poussières de four de cimenterie (Bellaloui et al., 1996).

Le recouvrement de sites miniers avec des matériaux géologiques fait appel au principe des barrières à effet capillaire pour couper les mouvements d'eau et d'oxygène (Nicholson et al., 1989). La technologie a été mise en oeuvre avec succès sur plusieurs sites miniers au Québec. Par exemple, le site Lorraine, en Abitibi, a été restauré par une membrane capillaire construite à partir de matériaux silteux et le site Les Terrains Aurifères, aussi en Abitibi, à partir de résidus miniers non générateurs (Firlotte et Ricard, 1996).

Pour être efficace, la barrière capillaire doit cependant demeurer saturée. Cette technologie est donc idéale dans des conditions climatiques où les précipitations sont abondantes mais dans des conditions arides ou semie-aride, la barrière sert plutôt de réservoir pour absorber l'eau de pluie empêchant ainsi la lixiviation des produits d'oxydation. Quant aux couvertures de matériaux organiques, le principe s'appuie sur le fait que la couverture consomme de l'oxygène ce qui limite l'oxydation des sulfures sous-jacents. Il reste cependant à démontrer l'efficacité de tels systèmes à très long terme (Tassé et al., 1996).

Dans de nombreux cas, on a recours à l'inondation des résidus sulfureux. L'inondation permet de ralentir considérablement l'oxydation des sulfures car l'oxygène diffuse beaucoup moins vite dans l'eau que dans l'air. Au Québec, cette technique a été utilisée avec succès à plusieurs reprises. Il faut toutefois réunir certaines conditions géographiques et climatiques pour avoir recours à cette méthode de prévention et de contrôle (St-Arnaud, 1996; Aubé et al., 1996).

Certains chercheurs (Fytas et al., 1996) ont eu comme idée de traiter directement la pyrite pour empêcher l'oxygène de l'altérer. Ils incorporent aux résidus miniers sulfureux, des phosphates qui réagissent avec le fer ferrique et qui se déposent à la surface des grains de pyrite pour former un enrobage. Cet enrobage empêche l'oxydation de se produire. La mise en pratique de cette méthode ainsi que les avantages du point de vue économique ne sont pas évidents.

À Newcastle, au Nouveau-Brunswick, Yanful et al. (1993a et b) ont mis en place et instrumenté une couverture naturelle sur une halde de stériles expérimentale. La couverture était fabriquée (de bas en haut) d'une couche de sable, d'un till compacté, d'une seconde couche de sable et d'un matériau granulaire pour limiter l'érosion. Cette couverture avait pour but de limiter le passage de l'oxygène et la circulation de l'eau. L'instrumentation dans la halde a permis de démontrer l'efficacité de la couverture car une baisse considérable de la teneur en oxygène a été observée dans les stériles de même qu'une diminution importante de l'infiltration de l'eau. Le système de recouvrement des haldes de stériles est donc efficace pour empêcher les réactions chimiques de s'amorcer du moins, à court terme. Leur fiabilité à long terme reste à être démontrée.

La prévention du DMA dans une halde de stériles en cours de construction doit passer par une modification de leur conception. Il est impératif de faire en sorte que les mouvements d'air et d'eau soient limités le plus possible. Un des paramètres qui influence la circulation des fluides est la distribution porosimétrique. Plus la structure des pores est grossière et plus les fluides circulent librement car la perméabilité est élevée. Certains chercheurs ont donc eu l'idée de mélanger des résidus miniers avec des stériles dans le but de diminuer la perméabilité de la halde. Cette méthode est appelée la codisposition et a été étudiée, entre autres, par Mehling et al. (1997).

Il est donc en effet préférable de prévenir le DMA dans une halde de stériles parce qu'une fois le processus amorcé, il n'y a pas vraiment d'autres solutions que de traiter les eaux de drainage acide tant et aussi longtemps qu'elles seront générées. Le cas de la Mine Doyon en Abitibi est un bon exemple. Les problèmes reliés au DMA sont apparus bien avant la fin de la construction de la halde. Bien qu'à cette époque on connaissait beaucoup moins bien les processus d'oxydation des stériles sulfureux, on savait qu'il était pratiquement impossible d'arrêter le phénomène et les dirigeants ont donc choisi d'intercepter les eaux de drainage et de les neutraliser à la chaux tant qu'il serait nécessaire de le faire du point de vue environnemental (Gélinas et al., 1994).

Mehling et al. (1997) ont pensé à plusieurs concepts pour prévenir le DMA dans une halde contenant des stériles sulfureux. Leurs concepts consistent à mélanger les stériles avec des produits basiques, à fabriquer des couches de produits basiques et de stériles sulfureux ou à combiner le mélange et les couches. Leurs recherches ont montré qu'il était très difficile de mélanger des matériaux tels des stériles et des produits basiques puisque les stériles sont déversés dans les haldes avec des camions et que l'on ne peut qu'étendre les produits basiques par la suite. Du point de vue pratique, l'approche d'empilement par couches semble plus facile à réaliser. Les couches sont formées de stériles générateurs de DMA et éventuellement de produits basiques (comme la chaux). Cette technique a été expérimentée sur plusieurs sites miniers au Canada (Mehling et al. 1997).

Les résultats des recherches de Mehling et al. (1997) ont montré que la meilleure façon de retarder le DMA est de combiner le mélange de stériles avec des produits basiques et d'appliquer des couches neutralisées à intervalles réguliers. Les résultats sur le terrain sont prometteurs mais il reste encore beaucoup de recherches à réaliser. La méthode de Mehling et al. (1997) ne permet pas de réduire de manière importante la circulation de l'oxygène et l'infiltration de l'eau parce que les couches de produits basiques ne sont pas compactées et ne possèdent donc pas de propriétés capillaires intéressantes. Dans la méthode proposée par Mehling, les matériaux basiques sont plutôt mélangés à travers les stériles pour en augmenter la capacité de neutralisation. Cette méthode est différente de celle que nous proposons puisqu'on n'y fait pas état de mise en place systématique de couche compactée ayant une définition physique finie.

Wilson et al. (2000) ont aussi étudié cette méthode et ont évalué les bénéfices qui auraient pu en être retirés à la mine Equity Silver, en Colombie-Britannique. Un des défis de la codisposition est la stabilité géotechnique de l'ouvrage. La teneur en eau des résidus miniers peut être aussi élevée que 50% ce qui résulte en une faible résistance au cisaillement et un temps de consolidation assez long. Par contre, on peut en retirer des avantages très importants sur le plan environnemental d'abord en inhibant l'apparition de DMA puis en réduisant de façon substantielle la superficie des parcs à résidus miniers. Le

concept de la codisposition est prometteur. S'il était possible de développer une technologie où on pourrait mélanger, de façon homogène, des résidus miniers et des stériles afin d'obtenir une granulométrie bien étalée, la halde aurait une perméabilité à l'air plus faible ce qui rendrait difficile la circulation des gaz par convection thermique. Si l'oxygène n'est apporté que par diffusion moléculaire, l'oxydation des sulfures est beaucoup moins importante et les problèmes qui en découlent sont plus facilement contrôlables (Lefebvre et al., 2000).

L'empilement des stériles par entremêlement par couches, tel que proposé par Poulin et al, 1996, est une avenue prometteuse qui mérite une attention particulière tant au point de vue technique qu'économique. La perméabilité à l'air des stériles n'est pas modifiée mais la perméabilité de l'ensemble de la halde l'est. Il pourrait être possible de diminuer grandement les phénomènes associés à la convection thermique coupant ainsi la source d'alimentation principale en oxygène. Le chapitre suivant présente cette méthode en détail.

CHAPITRE III

LA MÉTHODE D'EMPILEMENT DES STÉRILES PAR ENTREMÊLEMENT PAR COUCHES

3.1 Description de la méthode

La méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches (figure 3.1) est une méthode d'entreposage des stériles qui pourrait être utilisée dans le but de contrôler ou limiter les phénomènes d'oxydation responsables de la formation du drainage minier acide dans les haldes de stériles. Cette méthode a été proposée, entre autres, par Poulin et al. en 1996. La méthode consiste à intercaler à travers les stériles, à intervalles réguliers, des couches de matériaux fins compactés, ces couches formeraient ainsi des barrières capillaires. Le rôle des couches de matériaux fins est triple : limiter les mouvements d'air dus à la convection thermique, limiter la diffusion de l'oxygène vers les stériles sulfurés et limiter l'infiltration de l'eau de pluie ou de fonte des neiges. Comme la méthode

d'empilement des stériles par entremêlement par couches implique des stériles miniers et des rejets de concentrateurs, on présente dans ce qui suit, une brève description de ces matériaux.

Les stériles sont les produits d'excavation qui ne contiennent pas de métaux à des teneurs suffisantes pour qu'il soit économiquement rentable de les extraire. Lorsqu'on exploite un gisement par voie souterraine, peu de stériles sont excavés et s'il y en a, ils sont, le plus souvent, relocalisés sous terre. Il n'y a donc que très rarement de haldes de stériles aux abords des mines souterraines. La problématique des haldes de stériles est plus particulière aux exploitations à ciel ouvert. Lorsqu'on exploite à ciel ouvert, c'est parce que le gisement se trouve relativement près de la surface. Il est alors souvent nécessaire d'extraire des quantités importantes de mort terrain puis de stériles avant d'atteindre le gisement. Le choix de réaliser une exploitation souterraine versus à ciel ouvert est fixé par des raisons économiques.

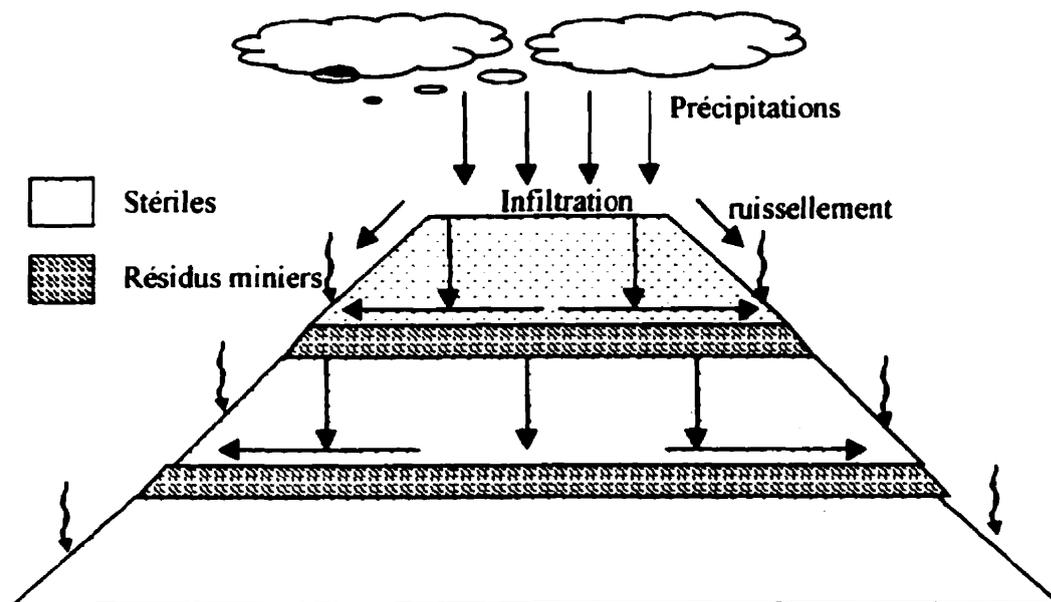


Figure 3.1 – Schéma de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches

Les rejets de concentrateurs (ou résidus miniers) proviennent du traitement du minerai. Ils peuvent représenter jusqu'à 90% du volume de minerai extrait. Ils représentent donc une quantité de déchets solides très importantes pour les exploitations minières. Ils sont issus du broyage du minerai en particules allant de la particule argileuse (\leq à 2 microns) au grain de sable fin (\leq à 1 mm). Pour extraire les métaux du minerai, il existe différents procédés de séparation mettant en combinaison des processus physiques et chimiques. Le rejet final se retrouve sous forme de pulpe à une concentration allant jusqu'à 30% et plus de matières solides. Cette pulpe est pompée vers des parcs à résidus où les particules solides vont sédimenter. L'eau, débarrassée d'une certaine portion de rejets solides, est déversée dans un cours d'eau ou est recyclée. Dans les deux cas, elle doit cependant être traitée pour rencontrer les normes environnementales ou celles exigées par le traitement du minerai.

Dans la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches, les couches de matériaux fins seraient constitués de résidus miniers. Les résidus miniers sont disponibles en grande quantité sur le site et ne représentent que très peu de coûts (voir chapitre 9 pour l'analyse économique). Les résidus, après avoir sédimenter, devraient être asséchés avant d'être mis en place. L'assèchement des résidus est requis pour assurer le compactage et ainsi obtenir une couche stable du point de vue géotechnique en plus d'être relativement imperméable. En effet, des études ont montré que la conductivité hydraulique est fonction des conditions de compactage (Watabé et al., 2000). Les résidus miniers, utilisés comme couches de matériaux fins, possèdent une granulométrie suffisamment fine, pour qu'une fois compactés, ils aient une très bonne capacité à retenir l'eau. Cette capacité à retenir l'eau est primordiale lorsqu'on veut limiter les mouvements d'oxygène en particulier par diffusion. L'oxygène doit diffuser à travers les pores du matériau. Puisque le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau est plus faible que celui dans l'air, l'oxygène a beaucoup plus de difficulté à circuler à travers un matériau saturé qu'à travers un matériau non saturé.

À ce jour, la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches n'a jamais été mise en œuvre en vraie grandeur et n'a fait l'objet que d'essais de laboratoire

(Poulin et al., 1996). Ces auteurs ont simulé la méthode en fabriquant des colonnes contenant des couches de stériles et de matériaux fins (résidus miniers et résidus miniers cimentés). Les essais, échelonnés sur une période de 40 semaines, ont démontré le potentiel de la méthode pour inhiber le DMA. Cependant, plusieurs paramètres devaient encore être vérifiés et, surtout, les mécanismes qui permettaient d'inhiber le DMA devaient être compris davantage afin de s'assurer de l'efficacité de la méthode dans d'autres circonstances et avec d'autres matériaux.

3.2 Avantages potentiels de l'empilement des stériles par entremêlement par couches

Le fait d'introduire à intervalles réguliers des couches de matériaux fins dans une halde de stériles produirait un ensemble hétérogène dont les propriétés seraient différentes de celles des matériaux pris individuellement. Les avantages se situeraient à deux niveaux. En premier lieu, il y aurait des avantages au niveau hydraulique en diminuant la perméabilité de l'ensemble donc en modifiant de façon importante les mouvements d'air et d'eau. Additionnés à ces avantages, il y aurait aussi des bénéfices associés à la diminution de l'activité bactérienne qui entraînerait une baisse au niveau de la production d'acidité et une diminution de la quantité de métaux dans les eaux de drainage.

3.2.1 *Considérations sur les mouvements d'air et d'eau*

Les couches de résidus miniers, une fois partiellement asséchés et compactés, rendraient l'ensemble de la halde moins perméable. Il serait donc beaucoup plus difficile pour l'eau de pluie ou de fonte des neiges de s'infiltrer et une bonne partie pourrait ruisseler vers l'extérieur de la halde. Cette diminution en apport d'eau aurait comme effet de limiter l'apport en oxygène dissout et aussi de limiter la lixiviation des produits d'oxydation, augmentant par conséquent la qualité des eaux de drainage.

De plus, à cause de la finesse des particules qui les composent, les résidus miniers compactés joueraient le rôle de barrière capillaire (Aubertin, et al. 1993). La

section 4.8 décrit le principe de fonctionnement de ces barrières. Mentionnons simplement que la principale caractéristique des barrières capillaires est que le matériau fin situé par dessus un matériau grossier demeure presque saturé en eau (Aubertin et al., 1996). L'oxygène qui diffuse normalement suite à un gradient de concentration devra le faire à travers les pores presque saturés en eau. Le transfert de l'oxygène par diffusion à travers un tel matériau près de la saturation est très faible.

On sait que le mode préférentiel de circulation de l'oxygène dans une halde de stériles générateurs de DMA est la convection thermique. C'est définitivement le mécanisme de transport le plus efficace pour amener l'oxygène à de très grandes profondeurs. Une étude réalisée par Lefebvre (1994) montre que l'air chaud, produit par l'oxydation de la pyrite qui est fortement exothermique, s'élève, permettant ainsi la venue d'air frais, saturé en oxygène. La halde devient donc une immense cellule de convection (figure 3.2). Si on introduisait des couches de matériaux fins, il n'y aurait pas une immense cellule de convection qui se créerait, mais il serait possible d'en avoir de petites en bordure de la halde. Les couches de matériaux fins nuirait à la circulation de l'oxygène par convection thermique, réduisant par conséquent la venue d'air frais de l'extérieur. Ainsi, beaucoup moins de pyrite s'oxyderait et il y aurait donc diminution de l'accroissement de température au centre de la halde. Le chapitre 8 présente une modélisation numérique supportant ce phénomène.

Dans la méthode d'empilement des stériles par entremêlements par couches étudiée dans le cadre de ce projet, on ne considère que la présence de matériaux fins compactés horizontalement sans prolongement sur les côtés. La mise en place de matériaux fins en bordure d'une halde serait la solution idéale pour empêcher les mouvements d'air par convection mais cette opération n'est pas simple. La pente des stériles empilés correspond généralement à l'angle de repos des matériaux granulaires et est donc très abrupte soit de l'ordre de 37°. Il est donc très difficile de venir mettre en place une couche constituée de matériaux fins

compactés à l'aide d'équipements mécaniques. Pour que cela soit plus facile, il faudrait un angle d'inclinaison très faible ce qui augmenterait la superficie occupée par la halde et donc les coûts mais aussi par le fait même, la stabilité géotechnique de l'ouvrage. Ainsi, pour ces raisons pratiques, seule la mise en place de couches horizontales a été étudiée: cette technique permet à tout le moins de nuire à la circulation de l'oxygène jusqu'à la mise en place d'un recouvrement permanent après l'arrêt de la construction de la halde. Rappelons que la méthode proposée dans cette étude n'est que temporaire et ne peut pas être envisagée comme étant définitive ou utilisée seule à moins que les pentes de la halde soient suffisamment faibles pour qu'on puisse mettre en place un système permanent et sécuritaire en bordure.

3.2.2 *Considérations biochimiques et géochimiques*

En plus des avantages au niveau de la réduction des mouvements d'air et d'eau, le fait de mettre en place des couches de matériaux fins aurait des avantages très importants quant aux aspects biochimiques et géochimiques.

On a indiqué à la section 2.3 que les bactéries avaient besoin d'oxygène pour survivre et se multiplier. Une carence en oxygène rend difficile la prolifération des bactéries et on sait également qu'en l'absence de réactions biochimiques, les problèmes associés au DMA sont très réduits (Singer et Stumm, 1970).

Quant à l'aspect géochimique, encore une fois, l'absence ou la carence en oxygène dans les couches de stériles retarde considérablement l'oxydation des sulfures. Les couches de résidus miniers saturés, même s'ils sont potentiellement générateurs de DMA, s'oxyderont moins rapidement en raison de leur saturation élevée. Si en plus, on ajoute un produit ayant une forte capacité de neutralisation dans les résidus miniers (en aval, en amont ou mélangé), on pourrait prévenir immédiatement toute oxydation dans les stériles et les couches joueraient ainsi un

rôle de trappe à métaux en favorisant la précipitation de ces derniers dans un milieu où le pH serait élevé. Ce point sera présenté et discuté au chapitre 7.

3.3 Utilisation des barrières capillaires pour limiter le drainage minier acide

Les mécanismes de fonctionnement des barrières capillaires sont expliqués plus en détail au chapitre 4. Nous expliquons dans cette section, l'importance et les avantages d'utiliser de telles barrières dans une halde de stériles en rappelant d'abord que ce concept est relativement nouveau et qu'il a déjà été appliqué au recouvrement de produits générateurs de DMA.

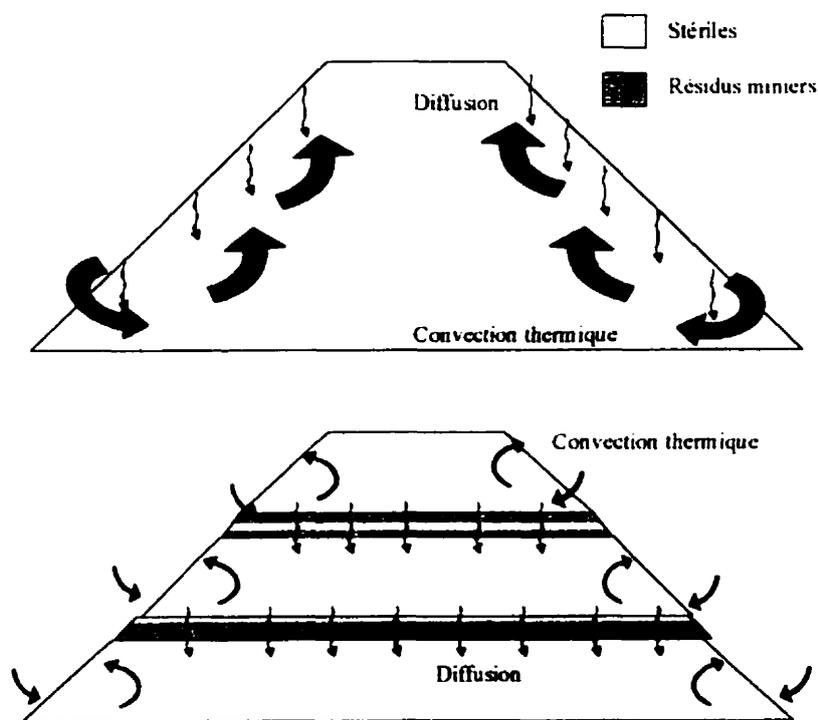


Figure 3.2 – Schémas conceptuels des mouvements de convection des gaz associés à l'oxydation de la pyrite dans une halde de stériles construite de façon standard (schéma supérieur) et par entremêlement par couches (schéma inférieur)

L'idée d'utiliser le principe des barrières capillaires pour lutter contre le drainage minier acide remonte au dans les années 1980 (Collin, 1987, Rasmusson et Erikson, 1986,

Reardon et Moddle, 1985). Les résidus miniers situés au-dessus de la nappe phréatique, dans la zone vadose, passent par différents degrés de saturation en fonction surtout des conditions météorologiques. En conditions faiblement saturées, l'oxygène gazeux pénètre facilement à travers les pores ouverts, facilitant ainsi l'oxydation des sulfures. Après une précipitation, les produits d'oxydation sont lixiviés et les eaux de drainage acidifiées favorisent la dissolution de certains composés métalliques. Ces eaux, chargées de contaminants, contribuent à dégrader tant la qualité des eaux souterraines que de surface.

Les mécanismes de génération d'acide peuvent être considérablement ralentit en recouvrant les résidus miniers à l'aide d'une barrière à effet capillaire capillaire. Un effet de barrière capillaire peut être créé à partir du moment où deux matériaux en contact ont des granulométries (ou textures) différentes. Par exemple, un matériau à texture fine tel un silt superposant un matériau à texture plus grossière tel un sable. Ainsi, l'eau circulant à travers un tel système aura de la difficulté à circuler de la couche à texture fine vers celle à texture grossière et ce, tant que la couche à texture grossière n'aura pas atteint une succion près de 0, valeur qui est obtenue à saturation complète (Aubertin et al., 1996).

3.4 Importance du compactage de la couche de matériaux fins

Le succès de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches résidera en grande partie dans l'efficacité de la couche de matériaux fins à limiter le passage de l'eau et de l'oxygène. Pour que la couche de matériaux fins soit efficace, il est primordial que ses propriétés capillaires atteignent certaines valeurs afin qu'elle demeure saturée même en périodes de sécheresse. La couche de matériaux fins devra donc être mise en place à une valeur de teneur en eau optimale, puis compactée de manière à obtenir une masse volumique et un degré de saturation acceptables. Le compactage de la couche de matériaux fins est primordial et cette section explique son importance.

Les matériaux compactés, lors de leur mise en place, font partie de ce qu'on appelle les sols non saturés ou partiellement saturés. Les matériaux compactés sont mis en place à

des teneurs en eau inférieures à la teneur en eau à saturation. Leurs comportements sont différents de ceux des sols saturés et leur état de contrainte est généralement défini par la contrainte normale ($\sigma - u_a$) et par la succion ($u_a - u_w$) où σ représente la contrainte due au poids du sol, u_a représente la pression de l'air et u_w , celle de l'eau.

Le compactage se fait dans le but de stabiliser le matériau granulaire en le densifiant mécaniquement pour réduire ou éliminer les risques de tassement, augmenter sa capacité portante et la stabilité des talus, limiter les variations de volumes et pour diminuer la perméabilité. Le compactage est fonction de quatre variables (Holtz et Kovacs, 1991) : la masse volumique du sol sec, la teneur en eau, l'énergie de compactage, le type de sol.

Pour une énergie donnée, il existe une relation entre la masse volumique sèche d'un échantillon compacté et sa teneur en eau. Cette relation a été observée par Proctor vers les années 30 et chaque type de sol possède une relation particulière. La figure 3.3 montre deux courbes typiques. La courbe supérieure est obtenue suite à une plus grande énergie fournie lors du compactage. L'optimum de la courbe correspond à l'optimum Proctor.

Si on compacte un matériau du côté sec de l'optimum Proctor, les agrégats sont beaucoup plus rigides donc moins déformables (Leroueil et al., 1990). L'énergie de compactage usuelle n'arrive pas à défaire ces agrégats et la dimension des pores est plus grossière. Ainsi, le passage de l'eau est plus facile pour une conductivité hydraulique relativement élevée. L'avantage de compacter un sol du côté sec de l'optimum Proctor est que puisque les liens qui retiennent les agrégats ensemble sont forts, la résistance au cisaillement est plus forte. En fait, puisque la teneur en eau de ces sols est assez faible, la succion développée est forte et permet aux agrégats d'être retenus ensemble plus fortement que lorsqu'ils sont compactés du côté humide de l'optimum Proctor. La succion est associée aux ménisques formés aux contacts eau-sol. Ces ménisques exercent une force de tension capillaire qui est inversement proportionnelle à la taille des pores. Plus les pores sont petits et plus la tension capillaire est élevée (Fredlund et Rahardjo, 1993).

À l'inverse, si on compacte un sol du côté humide de l'optimum Proctor avec la même énergie de compactage, les particules sont davantage orientées. Le surplus d'eau permet d'obtenir des agrégats plus déformables et lors du compactage, ces agrégats peuvent être brisés plus facilement (Leroueil et al., 1990) ce qui entraîne une porosité plus fine. Le degré de saturation élevé fait que la succion développée est plus faible et les agrégats sont moins bien retenus les uns avec les autres. Les conséquences sont que la résistance au cisaillement se trouve réduite mais d'un autre côté, la perméabilité est plus faible puisque la porosité est plus fine. Le fait que les pores soient plus petits a comme conséquence une pression d'entrée d'air plus élevée, ce qui aide la couche à demeurer saturée. Les concepts concernant la pression d'entrée d'air sont définis au chapitre suivant.

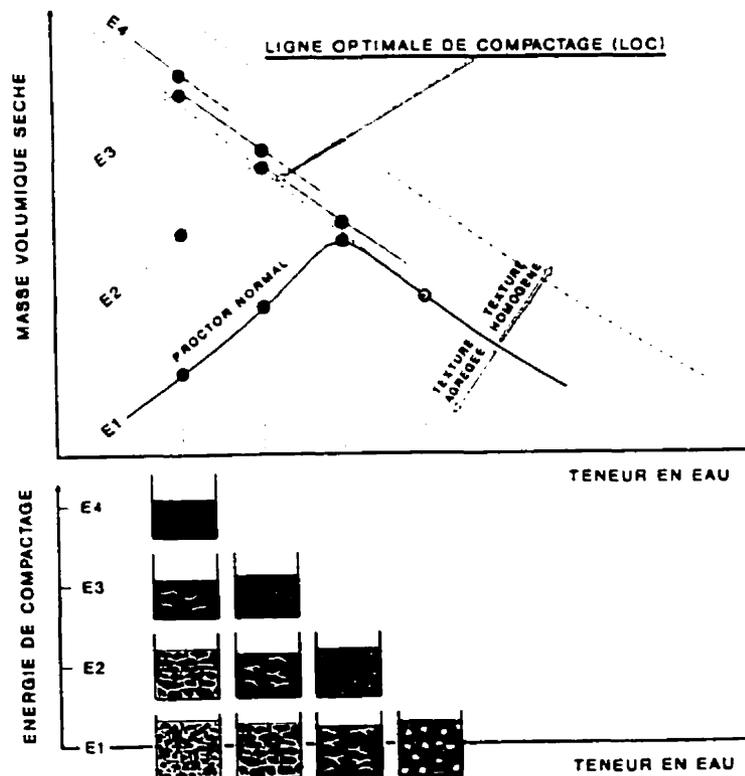


Figure 3.3 - Effet de la teneur en eau de compactage sur la texture du sol (tiré de Cabot et LeBihan, 1993)

CHAPITRE IV

TRANSFERT DE L'OXYGÈNE ET DE L'EAU DANS LES RÉSIDUS MINIERS ET LES STÉRILES

4.1 Introduction

L'écoulement et le transfert de l'eau et de l'oxygène dans une halde de stériles construite par entremêlement par couches implique plusieurs mécanismes. Par exemple, l'eau et l'oxygène circuleront dans des couches de stériles où la structure est très perméable pour ensuite être freinées au contact des couches de résidus miniers dont la texture est fine et beaucoup moins perméable. À cause de la faible perméabilité de ces couches et à cause de leur haut degré de saturation, une partie de l'eau s'infiltrera et une autre ruissellera. La diminution de l'infiltration de l'eau est un paramètre important car plus il y a d'eau qui transite dans la halde et plus il y a d'oxygène apporté pour l'oxydation. De plus, la diminution de la quantité d'eau circulant à travers la halde a un effet directe sur la

quantité éventuelle à traiter par un système actif. Quant à l'oxygène, il diffusera facilement à travers les stériles toujours à cause de leur perméabilité élevée mais il aura beaucoup plus de difficulté à traverser les pores des matériaux fins d'où une diminution certaine des mouvements associés à la convection thermique.

Le haut degré de saturation des couches de résidus miniers est obtenu grâce à la superposition de matériaux ayant des contrastes granulométriques importants. C'est le principe des barrières à effets capillaires qui est décrit à la fin de ce chapitre. Le degré de saturation élevé des couches permet de réduire considérablement les coefficients de diffusion effectifs (Collin, 1987) et par le fait même le flux d'oxygène qui circulerait à travers les couches. Il s'ensuit par conséquent une diminution importante de la production de DMA.

L'écoulement de l'eau et de l'oxygène dans les stériles et les résidus miniers d'une halde construite par entremêlement par couches se fait dans un milieu partiellement saturé. On doit donc considérer un milieu polyphasique (eau, air et solide) où les concentrations d'eau et d'air (oxygène) vont varier en fonction du temps, de la profondeur et du type de matériaux rencontrés (stériles ou résidus miniers). À l'origine, la mécanique des sols s'était beaucoup plus intéressée aux comportements des sols saturés. De plus en plus d'applications font maintenant appel à la connaissance des sols non saturés et beaucoup de chercheurs orientent désormais leurs recherches pour comprendre et établir les lois de comportement qui régissent ces types de sol. Les sols compactés, tels les couches de matériaux fins dans la halde composite, font partie des sols partiellement saturés.

4.2 Notions de capillarité dans les milieux poreux

La couche de résidus miniers compactés possède une distribution porosimétrique fine où on peut appliquer les notions de capillarité. Dans les systèmes capillaires, l'équilibre mécanique (c'est-à-dire en absence de forces dans le système) est associé non seulement aux pressions hydrostatiques et aux forces gravitationnelles mais également aux forces

associées à la tension de surface. C'est la présence de ces forces qui permet aux couches de matériaux fins compactés de demeurer saturées sur une certaine épaisseur. Les paragraphes suivants décrivent les phénomènes physiques rattachés à ce comportement.

Dans un capillaire partiellement rempli d'eau, il existe une différence de pression entre les phases air et eau. Cette différence de pression est en relation avec le rayon de courbure de l'interface, la tension de surface du liquide et les propriétés mouillantes des parois du capillaire. La tension de surface fait que l'interface air-eau se comporte comme une membrane élastique. Ce comportement est similaire à un ballon. Ce dernier, rempli d'air, a une pression plus élevée à l'intérieur qu'à l'extérieur. Si une membrane est soumise à des pressions différentes de chaque côté, elle aura une courbure concave du côté où la pression est la plus élevée et elle sera sous tension (figure 4.1). Si les pressions qui agissent de chaque côté de la membrane sont p et $(p + \Delta p)$ le rayon de courbure de la membrane est R , et la tension de surface étant T , l'équilibre des forces dans l'axe vertical donne l'équation suivante :

$$2T \sin \beta = 2\Delta p R \sin \beta \quad (4.1)$$

en simplifiant, on obtient la relation suivante :

$$\Delta p = \frac{T}{R} \quad (4.2)$$

Si on considère le même problème mais de façon tridimensionnelle, et en négligeant les effets de la gravité, l'équation (4.2) est modifiée et on obtient l'équation de Laplace (figure 4.2).

$$\Delta p = T \left(\frac{1}{R_1} + \frac{1}{R_2} \right) \quad (4.3)$$

où R_1 et R_2 sont les rayons de courbure de la membrane suivant deux directions orthogonales.

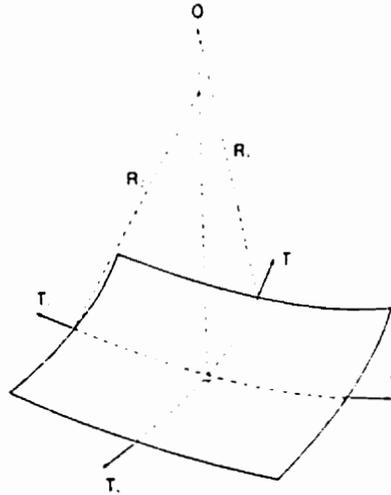


Figure 4.1 – Pression et tension de surface agissant sur une membrane (tiré de Fredlund et Rahardjo, 1993)

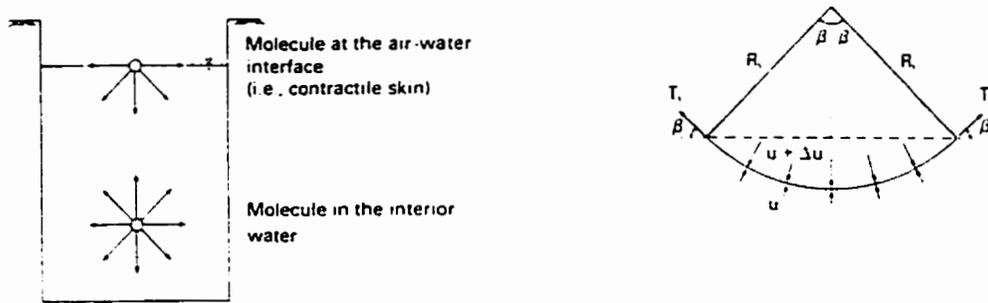


Figure 4.2 – Tension de surface sur une membrane tridimensionnelle (tiré de Fredlund et Rahardjo, 1993)

Si les rayons de courbure sont les mêmes (cas d'un tube capillaire) alors l'équation 4.3 devient :

$$\Delta p = \frac{2T_s}{R_s} \quad (4.4)$$

La différence de pression entre les deux fluides, Δp , correspond à la pression capillaire. La pression capillaire est un des paramètres de base concernant le comportement des milieux poreux contenant deux phases immiscibles et plus. Dans un sol non saturé, l'interface air-eau est soumise à une pression d'air, u_a , d'un côté et une pression d'eau, u_w , de l'autre. La différence de pression, $u_a - u_w$, est appelé succion matricielle et correspond en fait à la pression capillaire. On a donc :

$$u_a - u_w = \frac{2T_s}{R_s} \quad (4.5)$$

L'équation 4.5 est l'équation du modèle de capillarité de Kelvin (Fredlund et Rahardjo, 1993). La tension de surface de l'eau, T_s , varie en fonction de la température. Le tableau 4.1 présente les valeurs mesurées pour des températures comprises entre 0 et 100 °C.

Tableau 4.1 – Tension de surface à l'interface air-eau en fonction de la température (Kaye et Laby, 1973)

Température (°C)	Tension de surface (mN/m)
0	75.7
10	74.2
20	72.8
30	71.2
40	69.6
50	67.9
60	66.2
70	64.4
80	62.6
100	58.8

Dans un tube capillaire dont l'extrémité inférieure est plongée dans l'eau, un ménisque concave est formé et les parois du capillaire sont mouillées par l'eau. Une différence de pression est obtenue à l'interface entre l'air et l'eau dans le tube capillaire et la pression est plus faible dans l'eau que dans l'air. L'eau remonte donc dans le capillaire jusqu'à ce que la masse d'eau de la colonne soit en équilibre avec la différence de pression au niveau du ménisque. Si on néglige la masse volumique de l'air et qu'on considère un rayon capillaire, r_c , très petit, la hauteur capillaire, h_c , ou la hauteur de la colonne d'eau dans le capillaire est donnée par :

$$h_c = \frac{2Ts}{\rho_w g r_c} \quad (4.6)$$

ρ_w = masse volumique de l'eau (kg/m^3):

g = accélération gravitationnelle (m/s^2).

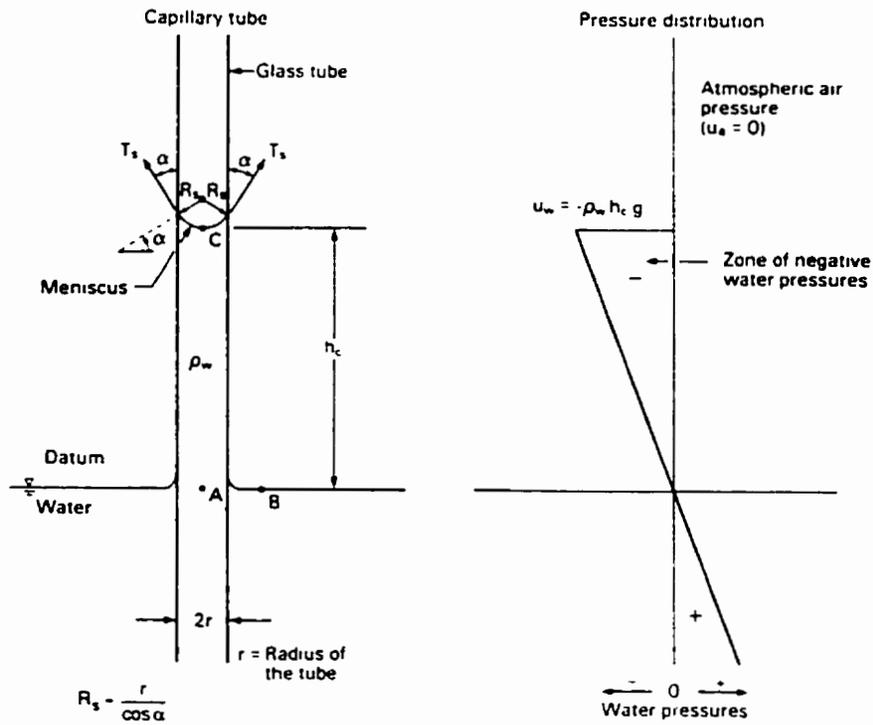


Figure 4.3 – Hauteur capillaire (tiré de Fredlund et Rabardjo, 1993)

4.3 Relation entre le degré de saturation et la pression capillaire

La pression capillaire dans un milieu poreux augmente avec le degré de saturation de la phase non mouillante (l'air dans l'application qui nous intéresse). Le degré de saturation est défini par la relation suivante :

$$S_i = \frac{\text{volume de la phase } i}{\text{volume des pores}} \quad (4.7)$$

Pour tracer les courbes de rétention qui sont la relation entre la pression capillaire et le degré de saturation, on utilise généralement un échantillon saturé avec le fluide mouillant. Ensuite, on injecte le fluide non mouillant et on augmente sa pression graduellement. On utilise une pierre poreuse à l'extrémité de l'échantillon qui permet l'évacuation du fluide mouillant mais pas du fluide non mouillant (jusqu'à une certaine pression limite donnée par les caractéristiques de la pierre poreuse).

Comme le montre la courbe supérieure de la figure 4.4, une augmentation de la pression capillaire au début de l'essai ne modifie que très peu le degré de saturation qui demeure presque égal à 100%. À une certaine valeur de la pression capillaire, le degré de saturation se met à descendre assez rapidement. Cette valeur, qui correspond au moment où le fluide non mouillant déplace le fluide mouillant, s'appelle la pression d'entrée d'air (dans un système où l'air est le fluide non mouillant). Si on continue d'augmenter la pression du fluide non mouillant, le fluide mouillant sera toujours déplacé jusqu'à ce que la courbe atteigne une valeur limite au delà de laquelle, une augmentation de la pression capillaire ne modifiera pas le degré de saturation. Cette valeur du degré de saturation est appelé degré de saturation résiduel.

La pression d'entrée d'air dans un matériau poreux est fonction de la distribution porosimétrique. Les matériaux ayant une porosité grossière tels les sables, ont une très faible capacité à retenir l'eau à cause de la dimension élevée du diamètre de leurs pores. À l'inverse, les matériaux argileux auront une forte tendance à retenir l'eau et ont par le

fait même une pression d'entrée d'air très élevée. Plus les matériaux ont une granulométrie fine, plus la distribution porosimétrique le sera aussi et par conséquent, ces matériaux ont tendance à demeurer saturés.

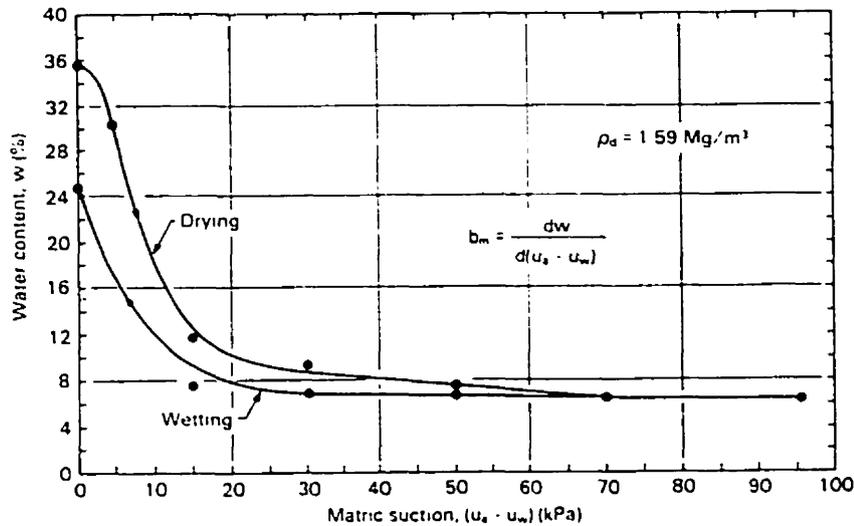


Figure 4.4 – Courbe capillaire et hystérèse (tiré de Fredlund et Rahardjo, 1993)

La relation entre la pression capillaire et le degré de saturation n'est pas la même suivant que le fluide non mouillant pénètre l'échantillon (augmentation de la pression capillaire) ou sort de l'échantillon (diminution de la pression capillaire). Cette hystérèse est principalement attribuable à l'arrangement des pores. La figure 4.5, tirée de Fredlund et Rahardjo (1993) illustre le principe. Un tube capillaire de rayon r permet à l'eau d'atteindre une certaine hauteur capillaire, h_c . Par contre, en phase de mouillage, l'eau peut être empêchée de remonter à la hauteur capillaire à cause de la présence d'un pore plus gros qui intercepte son chemin. Si par contre le matériau est complètement saturé et qu'on le draine, la hauteur capillaire correspondra à celle de la figure 4.5 (d) mais le volume d'eau retenu sera plus important que si un capillaire de rayon constant avait été rempli. C'est l'explication de l'hystérèse de la courbe de rétention des matériaux poreux.

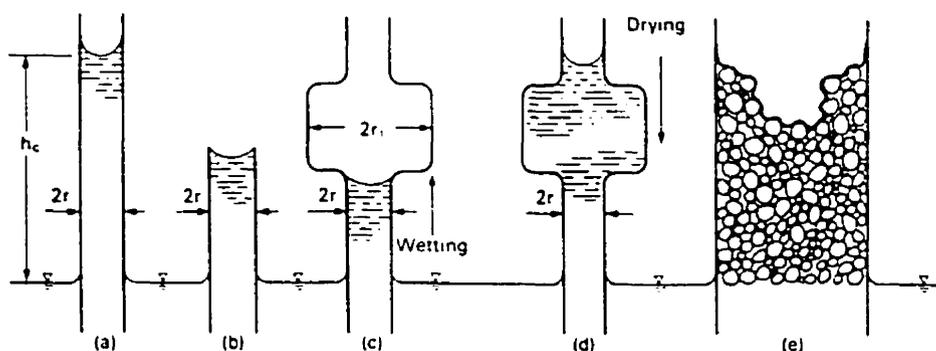


Figure 4.5 – Hauteur capillaire et rayon des pores (tiré de Fredlund et Rahardjo, 1993)

4.4 Modèles de capillarité et de perméabilité relative

Il est essentiel de connaître les propriétés capillaires des matériaux lorsqu'on veut travailler dans des conditions non saturées. Les propriétés capillaires vont permettre de déterminer d'abord les courbes capillaires qui mettent en relation le degré de saturation et la pression capillaire. Suite à l'obtention de ces courbes, il existe des modèles mathématiques permettant d'estimer la perméabilité relative d'un fluide mouillant versus un fluide non mouillant. Ces modèles mathématiques sont facilement programmables et peuvent être utilisés pour faire de la modélisation numérique.

Les premiers modèles que nous présenterons sont celui de Brooks et Corey (1964) pour la capillarité et celui de Burdine (1953) pour la perméabilité relative. Le modèle de Brooks et Corey (1964) met en relation le degré de saturation effectif et la pression capillaire dans un diagramme log-log. Le degré de saturation effectif, S_{we} , représente l'intervalle de saturation en eau, S_w , où l'eau est mobile. Il est défini par la relation suivante :

$$S_{we} = \frac{S_w - S_{wr}}{S_m - S_{wr}} \quad (4.8)$$

Où S_{wr} correspond au degré de saturation résiduelle en eau et S_m est le degré de saturation maximale. Dans le cas où c'est l'eau qui déplace l'air, la saturation maximale est égale à 1. Le modèle de Brooks et Corey a l'inconvénient de n'être valide que pour des pressions capillaires supérieures à la pression d'entrée d'air, P_{aea} . Ce modèle pose donc comme hypothèse que pour des pressions capillaires, P_c , inférieures à la pression d'entrée d'air, le degré de saturation est 1. L'équation du modèle de Brooks et Corey est la suivante :

$$S_{we} = \left(\frac{P_c}{P_{aea}} \right)^{-\lambda} \quad \text{avec } P_c \geq P_{aea} \quad (4.9)$$

ou

$$P_c = P_{aea} (S_{we})^{-1/\lambda} \quad \text{avec } P_c \geq P_{aea} \quad (4.10)$$

Le paramètre λ est appelé l'indice de distribution des pores. Cet indice correspond à la pente de la droite obtenue lorsque les valeurs de la pression capillaire et du degré de saturation effectif sont tracées dans un graphique où les axes x et y sont présentés avec une échelle logarithmique. L'intersection entre cette droite lorsque $S_{we}=1$ donne la pression d'entrée d'air (figure 4.6).

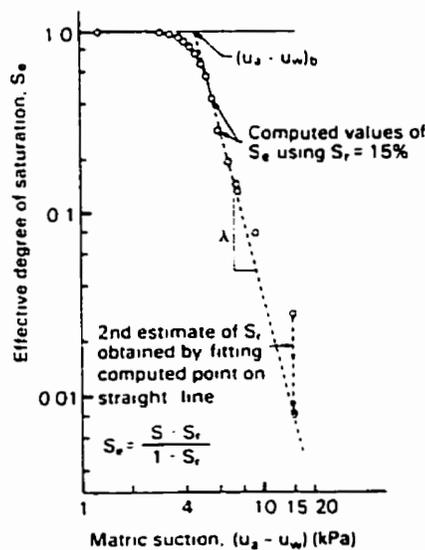


Figure 4.6 – Modèle de Brooks et Corey (1964) ajusté à une courbe capillaire (tiré de Fredlund et Rahardjo, 1993)

À partir de l'indice de distribution des pores, Brooks et Corey (1964) ont adapté le modèle de perméabilité relative de Burdine (1953) pour évaluer la perméabilité relative d'un fluide mouillant, k_{rw} (exemple l'eau) et d'un fluide non mouillant, k_{rmw} (exemple l'air). Ils ont dérivé les équations suivantes :

$$k_{rw} = (S_{we})^{(2+3\lambda)/\lambda} \quad (4.11)$$

$$k_{rmw} = (1 - S_{we})^2 \left[1 - (S_{we})^{(2+\lambda)/\lambda} \right] \quad (4.12)$$

Un autre modèle de capillarité qui met aussi en relation le degré de saturation effectif et la pression capillaire a été développé par van Genuchten en 1980. Ce modèle est très utilisé et est aussi valide pour des valeurs de pression capillaire inférieures à la pression d'entrée d'air. Le modèle est simple et permet de définir une gamme de courbes capillaires à partir de deux paramètres : α (Pa^{-1}) et m :

$$S_{we} = \left[1 + (\alpha \cdot P_c)^n \right]^{-m} \quad (4.13)$$

ou inversement :

$$P_c = \frac{1}{\alpha} \left[(S_{we})^{-1/m} - 1 \right]^{-1/n} \quad (4.14)$$

avec

$$m = 1 - \frac{1}{n} \quad (4.15)$$

Van Genuchten a aussi adapté les équations de perméabilité relatives proposées par Mualem (1976) pour qu'elles soient utilisables à partir de ses paramètres α et m . On obtient les équations suivantes pour les fluides mouillant et non mouillant respectivement :

$$k_{rw} = \sqrt{S_{we}} \left[1 - (1 - S_{we}^{1/m})^m \right]^2 \quad (4.16)$$

$$k_{mw} = \sqrt{1 - S_{we}} \left[1 - S_{we}^{1/m} \right]^{2m} \quad (4.17)$$

4.5 Écoulement de l'eau en milieu non saturé

Pour qu'il y ait écoulement de l'eau dans le sol, il faut qu'il y ait une force qui amorce le mouvement. Ce peut être un gradient de concentration ou de pression. En fait, il s'agit d'une combinaison entre la pression et l'élévation qui sont les deux composantes de la charge hydraulique. C'est l'interaction entre ces deux composantes qui détermine le sens de l'écoulement. L'écoulement obéit à la loi de Darcy, tout comme pour les sols saturés. La loi de Darcy s'énonce ainsi :

$$v_w = -k_w \frac{\partial h_w}{\partial y} \quad (4.18)$$

où :

v_w = flux ou débit spécifique;

k_w = conductivité hydraulique;

$\frac{\partial h_w}{\partial y}$ = gradient hydraulique dans la direction y.

La conductivité hydraulique est une indication de l'espace disponible pour un fluide circulant à travers le milieu poreux. Il dépend des propriétés du fluide et de celles du milieu. La conductivité hydraulique est donné par :

$$k_w = \frac{\rho_w g}{\mu_w} K \quad (4.19)$$

où :

ρ_w = masse volumique de l'eau (kg/m³)

g = accélération gravitationnelle (m/s²);

μ_w = viscosité dynamique de l'eau (N.s/m²);

K = perméabilité intrinsèque du sol (m²).

4.6 Transport de l'oxygène dans les résidus miniers et les stériles

Le transport de l'oxygène à travers les résidus miniers compactés ou les stériles peut se faire par différents mécanismes : diffusion moléculaire, convection ou transport avec l'eau d'infiltration. Plus la distribution porosimétrique des matériaux est fine et plus les phénomènes de diffusion seront importants par rapport aux phénomènes de convection ou d'apport par l'eau d'infiltration. Ainsi, l'apport d'oxygène se ferait surtout par diffusion moléculaire dans les résidus miniers tandis que dans les stériles, qui sont des unités aérées et poreuses, la convection serait très importante, à conditions bien sûr d'y retrouver les gradients de pression ou de température essentiels pour amorcer le phénomène.

4.6.1 *Transport par diffusion moléculaire*

Tel que mentionné précédemment, dans les matériaux fins, le transport de l'oxygène se fait surtout par diffusion moléculaire (Collin, 1987; Rowe et al., 1988; Nicholson et al., 1989; Shackelford, 1991). La diffusion de l'oxygène peut se faire dans la phase liquide ou dans la phase gazeuse des pores du matériau fin mais elle se fait généralement beaucoup plus facilement dans la phase gazeuse. Le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau ($D_w = 2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$) est environ 10^4 fois plus faible que dans l'air ($D_a = 1,9 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$). De plus, la concentration d'oxygène dans l'air est environ 30 fois plus importante que dans l'eau. Ainsi, plusieurs auteurs considèrent que le flux d'oxygène à travers l'eau interstitielle est négligeable par rapport à celui dans l'air. La diffusion de l'oxygène à travers les pores partiellement saturés (donc dans la phase gazeuse) est donc le mécanisme de

transport dominant dans les résidus miniers s'ils sont non saturés (Kimball et Lemon, 1971).

Pour évaluer le flux d'un composé qui diffuse dans un autre par unité de surface, on peut utiliser la première loi de Fick qui s'énonce comme suit :

$$J_i = -D'_o \frac{dC_i}{dl} \quad (4.20)$$

où J_i est le flux molaire ($\text{moleL}^{-2}\text{T}^{-1}$); D'_o est le coefficient de diffusion du composé i dans le fluide (L^2T^{-1}); dC_i/dl est le gradient de concentration dans la direction l . Dans cette relation, le coefficient de diffusion n'est pas fonction du milieu mais seulement des fluides en présence. Cette loi n'est valide que pour deux composés à la fois et dans un milieu homogène. De plus, on considère que la phase gazeuse est immobile. Pour utiliser la première loi de Fick dans un milieu poreux, on doit apporter certaines modifications en ce qui concerne le coefficient de diffusion. À cause des particules solides qui font obstacles aux mouvements des ions et donc de la tortuosité, il est plus difficile pour un fluide de diffuser dans un milieu poreux que dans un milieu homogène. Il faut donc évaluer un coefficient de diffusion effectif qui est introduit dans la loi de Fick. Ce coefficient doit prendre en considération les caractéristiques du milieu poreux, en l'occurrence la tortuosité du milieu.

La tortuosité, τ , est définie comme étant le rapport du coefficient de diffusion effectif, D_e , sur le coefficient de diffusion, D_o , dans le fluide libre (Lefebvre, 1998) :

$$\tau = \frac{D_e}{D_o} \quad (4.21)$$

4.6.2 Coefficient de diffusion effectif

Le coefficient de diffusion effectif peut être mesuré en laboratoire, *in situ* ou être évalué à l'aide de modèles mathématiques. La valeur du coefficient de diffusion effectif est importante puisqu'elle permet d'évaluer le flux d'oxygène qui circule à travers le milieu poreux. Plusieurs modèles sont donc disponibles et chacun trouve une application pour un type de sol précis. Tous les modèles tiennent compte du degré de saturation du milieu poreux qui est un des paramètres qui influencent le plus le coefficient de diffusion effectif mis à part, bien sûr, la distribution porosimétrique. Le modèle souvent utilisé dans les résidus miniers est celui de Reardon et Moddle (1985). L'hypothèse principale de ce modèle est qu'il considère la diffusion dans la phase gazeuse seulement en négligeant le flux d'oxygène qui circule à travers la phase liquide. L'équation proposée par Reardon et Moddle est la suivante :

$$D_e / D_a = ((\theta_a - 0.05) / 0.95)^{1.7} \quad (4.22)$$

où D_e est le coefficient de diffusion effectif du milieu, D_a est le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air et θ_a est égal au produit de la porosité, n , par le degré de saturation en gaz, S_g .

Il existe un autre modèle, proposé par Collin (1987), qui prend en considération la diffusion à travers la phase gazeuse et la phase aqueuse. Les équations mathématiques sont plus complexes mais évidemment plus précises. Dans les problèmes de drainage minier acide, les bactéries assimilent que l'oxygène qui est dissout dans l'eau. Il est donc important de considérer les deux modes de diffusion. L'équation proposée par Collin est tirée des travaux de Millington et Shearer (1971) mais est modifiée pour tenir compte de la diffusion dans la phase

aqueuse. Ce modèle s'applique pour les matériaux sablonneux et les matériaux compactés. L'équation s'énonce ainsi :

$$D_e/D_o = (1 - S_w)^2 [n(1 - S_w)]^{2\tau_e} + S_w^2 [nS_w]^{2\tau_e} H(D_w/D_o) \quad (4.23)$$

où τ_e et τ_w sont données par les relations suivantes :

$$[n(1 - S_w)]^{2\tau_e} + [1 - n(1 - S_w)]^{2\tau_e} = 1 \quad (4.24)$$

$$[nS_w]^{2\tau_w} + [1 - nS_w]^{2\tau_w} = 1 \quad (4.25)$$

Dans ces équations, n représente la porosité, S_w est le degré de saturation en eau et H est la constante de Henry.

4.6.3 Influence du degré de saturation sur le coefficient de diffusion effectif

Yanfull (1993) a mesuré des coefficients de diffusion effectif à l'oxygène dans des matériaux fins utilisés pour le recouvrement de parcs à résidus miniers générateurs de drainage minier acide. Tel que montré à la figure 4.7, il a observé une grande variation de ce coefficient en fonction du degré de saturation. De façon générale, le coefficient de diffusion effectif diminue avec l'augmentation du degré de saturation. On remarque que le coefficient de diffusion passe rapidement à des valeurs de 10^{-7} à 10^{-5} m²/sec. Ceci pourrait s'expliquer par le fait qu'à une certaine valeur du degré de saturation, la phase gazeuse devient continue, favorisant ainsi la diffusion.

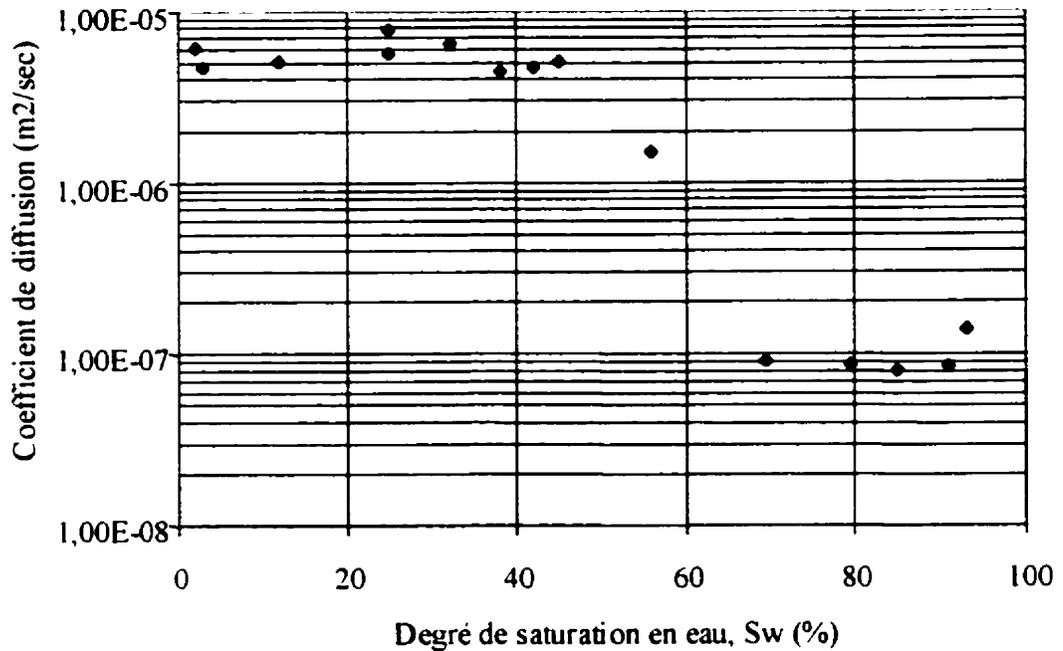


Figure 4.7 – Coefficient de diffusion effectif pour l’oxygène d’un till de Heath Steel en fonction du degré de saturation en eau (tiré de Yanfull, 1993)

4.6.4 Concentration de l’oxygène dans les matériaux fins

Yanfull (1993) a mesuré en laboratoire, les profils de concentration d’oxygène pour des résidus miniers recouverts d’une barrière capillaire (concept expliqué à la section 4.9) et pour des résidus miniers non recouverts. Les résidus miniers étaient générateurs de drainage minier acide donc consommaient de l’oxygène. Les concentrations mesurées sont montrées à la figure 4.8.

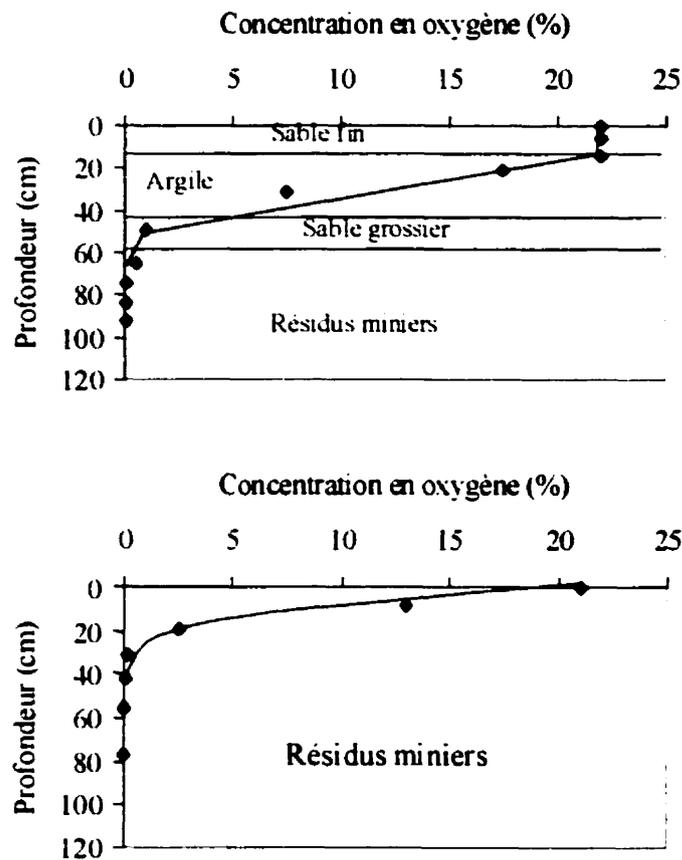


Figure 4.8 – Profils de concentration de l’oxygène mesurés dans des résidus miniers avec et sans couverture à effet capillaire (Yanfull, 1993)

Puisque les matériaux qui entrent dans la composition de la barrière capillaire sont inertes, c’est-à-dire qu’ils ne réagissent pas avec l’oxygène qui y diffuse, la variation de la concentration d’oxygène peut être déterminée par la seconde loi de Fick :

$$\frac{\partial(\theta_a C)}{\partial t} = \frac{\partial(\theta_a D)}{\partial z} \frac{\partial C}{\partial z} \tag{4.26}$$

où θ_a correspond au degré de saturation en gaz ($n.S_g$)

$\partial C/\partial z$ est le gradient de concentration par rapport à la profondeur;

$\partial(\theta_a C)/\partial t$ est la variation de la concentration en oxygène à une profondeur z par rapport au temps.

Cette approche suppose que toute la phase gazeuse dans le matériau participe au processus de diffusion en considérant la phase solide comme une frontière géométrique. Si on suppose une distribution uniforme des pores remplis de gaz, l'équation précédente s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (4.27)$$

Si par contre l'oxygène diffuse à travers des matériaux réactifs, l'oxygène est consommé par les minéraux sulfurés (dans la problématique du DMA). En prenant la pyrite comme exemple, il est montré que la réaction d'oxydation peut être approchée par des cinétiques de premier ordre à de faibles concentrations d'oxygène (Nicholson et al., 1989). En combinant le terme cinétique avec la seconde loi de Fick, on obtient :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - k_r C \quad (4.28)$$

où k_r est la constante de vitesse de la réaction d'oxydation du sulfure [T^{-1}]. Lorsque k_r est élevé par rapport à D , le régime permanent est atteint après un temps relativement court. On rencontre de telles conditions sur le terrain. La solution en régime permanent ($\partial C/\partial t = 0$) est donnée par Crank (1975) pour les conditions aux limites $C(0) = C_0$ et $C(\infty) = 0$:

$$C = C_0 \exp\left(-z(k_r/D)^{1/2}\right) \quad (4.29)$$

où C_0 est la concentration en oxygène à la surface du sol.

La figure 4.8 montre la concentration d'oxygène en fonction de la profondeur pour des résidus miniers réactifs (réagissant avec l'oxygène) sur lesquels on a placé une barrière capillaire et un profil où il n'y a pas de recouvrement. Dans le premier cas, la concentration en oxygène dans les résidus est pratiquement nulle et le profil dans le matériau fin est linéaire ce qui veut dire qu'il n'y a pas de réaction chimique avec l'oxygène et que la concentration varie avec la profondeur (première loi de Fick), le gradient de concentration étant la différence entre la concentration dans l'atmosphère et la concentration dans les résidus miniers. Dans le second cas, le profil exponentiel obtenu est représentatif des réactions de premier ordre. La profondeur d'oxydation dans ce cas est d'environ 40 cm.

4.7 Transport de l'oxygène par convection

Le transport de l'oxygène par convection peut résulter de l'infiltration d'eau contenant de l'oxygène dissout, de l'écoulement turbulent causé par l'action du vent, des variations barométriques ou des gradients de température. Le mouvement convectif peut transporter des quantités importantes d'oxygène gazeux à de très grandes profondeurs. Dans les stériles miniers, dont la structure est poreuse et aérée, c'est le mécanisme de transport dominant. Par contre, dans les résidus miniers, les phénomènes de transfert associés à la convection thermique sont pratiquement négligeables.

4.7.1 *Effets barométriques*

Les variations de pression peuvent permettre le transport d'une quantité considérable d'oxygène à travers les résidus (Collin, 1987). Dans une halde de stériles, la quantité d'oxygène transportée par convection due aux effets barométriques peut être évaluée à l'aide de la relation suivante (Aachib, 1997) :

$$q = -\frac{k_x}{\mu_g} \frac{dp}{dz} \quad (4.30)$$

où q = débit spécifique, [LT⁻¹]
 k_x = perméabilité effective du milieu au gaz, [L²]
 μ_g = viscosité dynamique du gaz, [ML⁻¹T⁻¹]
 dp/dz = gradient de pression, [ML⁻²T⁻²]

La viscosité de l'air est d'environ 1,6x10⁻⁵ Pa.s à 20 °C et l'oxygène gazeux a une viscosité semblable à celle de l'air. La perméabilité, k_x , est fonction de la structure du milieu poreux. Elle peut être calculée par la relation suivante (Corey, 1954) :

$$k_x = k(1 - S_e)^2 (1 - S_e^2) \quad (4.31)$$

avec $k = K_s v_w / \rho_w g$, K_s est la conductivité hydraulique à saturation [LT⁻¹] et S_e est le degré de saturation effectif.

Les équations précédentes montrent que plus le matériau a une faible conductivité hydraulique et une teneur en eau élevée, plus le flux d'oxygène sera diminué. En supposant un rétablissement rapide de l'équilibre des pressions dans le complexe résidus-stériles, le flux d'air à travers les résidus miniers ou les stériles dépend de l'augmentation de la pression atmosphérique et du volume de gaz interstitiel.

L'écoulement turbulent d'air dû à l'action du vent peut aussi contribuer de manière importante à la pénétration de l'oxygène gazeux dans les résidus (Morin et al., 1990). Les phénomènes de convection associés aux variations barométriques ou à l'action du vent n'ont pas été considérés lors de la modélisation numérique (présentée au chapitre 8). Il a déjà été démontré par Lefebvre et al. (1998) que les variations cycliques de pression barométrique

modifiaient très peu le comportement global d'une halde sur une période de temps très longue. Les variations de pression barométrique modifient de façon très ponctuelle et à de faibles profondeurs les écoulements de gaz. Évidemment, plus le milieu est imperméable et moins les fluctuations sont importantes.

4.7.2 Effets thermiques

Le transport de l'oxygène par convection thermique s'applique surtout aux haldes de stériles qui sont des structures poreuses dont la distribution porosimétrique est très différente de celle des résidus miniers, c'est-à-dire, beaucoup plus grossière. L'oxydation de la pyrite en acide sulfurique et en sulfate ferreux est une réaction exothermique produisant 1440 kJ/mole de FeS_2 (Bennett et al. 1989). On a déjà mesuré des valeurs aussi élevées que 70 °C dans les zones d'oxydation, au centre de la halde sud de la mine Doyon en Abitibi (Gélinas et al., 1994). La différence de température génère alors des mouvements de convection de gaz dans les haldes de stériles.

La compréhension des mouvements associés à la convection thermique implique la connaissance des propriétés thermiques des stériles et des résidus miniers. Le transfert de chaleur se fait à l'intérieur de la halde via l'eau et les particules solides (stériles et résidus miniers). L'oxygène qui pénètre dans la halde grâce aux mouvements de convection est aussi consommé au fur et à mesure à cause de l'oxydation de la pyrite.

Si on considère un volume unitaire élémentaire dans la halde de stériles où la température est la même pour le fluide et le solide ($T_f = T_s = T$) et si on suppose qu'il n'y a pas d'échange de chaleur entre les deux, alors la première loi de la thermodynamique nous donne la température en fonction du temps (Nield et Bejan, 1998):

Pour la phase solide :

$$(1-n)(\rho c)_s \frac{\partial T_s}{\partial t} = (1-n)\nabla \cdot (k_s \nabla T_s) + (1-n)q''_s \quad (4.32)$$

Pour la phase liquide :

$$n(\rho c)_f \frac{\partial T_f}{\partial t} + (\rho c)_f v \cdot \nabla T_f = n\nabla \cdot (k_f \nabla T_f) + nq''_f \quad (4.33)$$

où les indices s et f réfèrent aux phases solide et fluide respectivement, c_s représente la chaleur spécifique du solide, c_f représente la chaleur spécifique du fluide à une pression constante, k est la conductivité thermique et q'' est la production de chaleur par unité de volume. Ce sont les équations les plus simples qui ne tiennent pas compte de plusieurs paramètres importants tels les variations de pression, la saturation du milieu, etc. Ce sont tout de même les équations de base utilisées pour modéliser les processus de transfert de l'oxygène dans la halde de stériles.

4.7.3 Transport avec l'eau d'infiltration

L'eau d'infiltration provenant des précipitations peut transporter de l'oxygène dissout en profondeur. Le flux d'oxygène résultant peut être calculé à partir de l'équation suivante :

$$F_i = qC_w \quad (4.34)$$

où $q = ki$, est le taux d'infiltration à travers les résidus [LT^{-1}], k est la conductivité hydraulique [LT^{-1}], i est le gradient hydraulique et C_w est la concentration en oxygène dissout dans l'eau d'infiltration [ML^{-3}].

4.8 Concept des barrières capillaires

La raison pour laquelle la mise en place de couches de matériaux fins dans la halde de stériles inhiberait le DMA est que ces dernières agissent comme des barrières capillaires. Un effet de barrière capillaire peut être créé lorsqu'une couche de matériaux fins (par exemple un silt) est placée sur une couche de matériaux grossiers (par exemple un sable). Dans un tel système, lors de la mise en place, les matériaux fins ont un degré de saturation élevé de l'ordre de 80 à 90%. En période de sécheresse, la couche de sable va se désaturer en premier parce que sa pression d'entrée d'air est généralement plus faible que celle du silt. Cette désaturation aura pour effet de réduire la conductivité hydraulique du sable. La forte capacité de rétention de l'eau dans le silt (pression d'entrée d'air élevée) combinée à la faible conductivité hydraulique du sable désaturé fait en sorte que le matériau fin pourra conserver un degré de saturation élevé très longtemps. Ce phénomène est très intéressant lorsqu'on veut empêcher la migration des gaz à travers la couche de silt. Par la suite, l'eau s'infiltrant, dans ce milieu non saturé, aura de la difficulté à s'écouler de la couche silteuse vers la couche sableuse tant et aussi longtemps que la succion ne sera près de zéro dans le silt, soit lorsqu'il aura atteint un degré de saturation très élevé (Aubertin et al., 1996). La couche de silt aura donc deux effets : limiter le transport des gaz et limiter l'infiltration de l'eau.

CHAPITRE V

CARACTÉRISATION DES STÉRILES ET DES RÉSIDUS MINIERS

5.1 Origine des stériles retenus pour l'étude

Les stériles choisis pour faire les essais en laboratoire sont ceux de la Mine Doyon située en Abitibi. Ces stériles ont été choisis d'abord parce qu'ils sont générateurs d'acidité et sont très réactifs. Lorsqu'on fait des essais de laboratoire, il est souhaitable que les réactions d'oxydation s'amorcent le plus rapidement possible puisque le facteur temps est important. Des essais avaient déjà été réalisés à l'Université Laval avec des stériles générateurs d'acidité mais fraîchement prélevés et après un an d'essai en laboratoire, il n'y avait toujours pas de drainage minier acide observé. Il devient alors difficile de montrer l'efficacité d'un concept dans une échelle de temps raisonnable. Les stériles prélevés à la mine Doyon avaient déjà subi une altération importante et contenaient donc du fer ferrique (qui est un très bon oxydant) et des bactéries en phase latente. Ces stériles

ont donc rapidement engendré des effluents acides dans les colonnes expérimentales (chapitre 7). De plus, la concentration de pyrite dans les stériles de la Mine Doyon n'est pas très élevée (4 à 8%) mais elle est facilement accessible dû à la friabilité du schiste à séricite dans lequel on la retrouve. En contact avec l'air et l'eau, les schistes à séricite s'altèrent rapidement exposant ainsi la pyrite.

Une autre raison qui a poussé à l'utilisation des stériles de la mine Doyon est que ceux-ci, dû à leur grande réactivité et aux problèmes exceptionnels qu'ils ont engendrés sur le terrain, ont fait l'objet d'une caractérisation poussée. La halde d'où ils proviennent a été caractérisée tant au niveau des propriétés physiques que chimiques. Elle a aussi fait l'objet d'une thèse de doctorat (Lefebvre, 1994) où les phénomènes associés à la production de drainage minier acide ont été modélisés et validés avec des mesures de terrain. À partir de ces données et du modèle élaboré, nous avons été en mesure de modéliser le concept de l'entremêlement par couches et de l'appliquer à un cas plus ou moins hypothétique (chapitre 8).

5.2 La Mine Doyon – Généralités

La mine Doyon, qui appartient à la compagnie Cambior, est une mine d'or située sur la faille de Cadillac, dans le comté de Bousquet en Abitibi. Elle est située à 40 km à l'est de Rouyn-Noranda et à 60 km à l'ouest de Val d'Or. Les opérations minières se sont déroulées à ciel ouvert de 1979 à 1989. Durant cette période, plus de 47 millions de tonnes de mort terrain, de stériles et de minerai ont été excavés.

Présentement, l'exploitation se fait par voie souterraine et les deux fosses ayant servi à l'exploitation à ciel ouvert ne sont plus en opération. Les stériles qui ont été excavés sont actuellement entreposés dans deux haldes (halde sud et nord). C'est la halde sud qui a fait l'objet d'une caractérisation poussée. La génération d'eaux acides a été observée pour la première fois en 1985 soit seulement 6 ans après le début de la construction des deux haldes.

5.3 La mine Doyon – Géologie

La mine Doyon est située à l'intérieur de la ceinture de schistes verts de l'Abitibi. Trois types de roche sont présents dans l'unité qui nous intéresse : les schistes à séricite, les tuffs intermédiaires et des volcanoclastiques felsiques peu réactifs (Gélinas et al., 1994).

Schistes à séricite

Le schiste à séricite est composé de quartz, de mica (principalement de la muscovite), de pyrite, de rutile et de chlorites. Le contenu en sulfure est estimé à 7% et la teneur en calcite à 2%. La pyrite forme plus de 99% des sulfures. Environ 50% des stériles de la halde sud sont formés de schistes à séricite. Mentionnons que ces schistes, parce qu'ils sont très poreux, sont très facilement altérables par le gel, exposant ainsi facilement la pyrite aux intempéries et favorisant par le fait même l'oxydation.

Tuffs intermédiaires

Les tuffs intermédiaires sont composés principalement de quartz, de feldspath plagioclasse, de chlorites et de carbonates. La teneur en sulfures est de 1.8% et le tuff intermédiaire constitue environ 30% des stériles de la halde sud.

Les volcanoclastiques felsiques

Les volcanoclastiques felsiques sont composés principalement de quartz, de chlorites et de micas. La teneur en pyrite de cette unité est évaluée à 5,5% et celle en calcite à 2%. Cette unité forme environ 15% de la halde sud.

5.4 Description de la halde sud de la mine Doyon

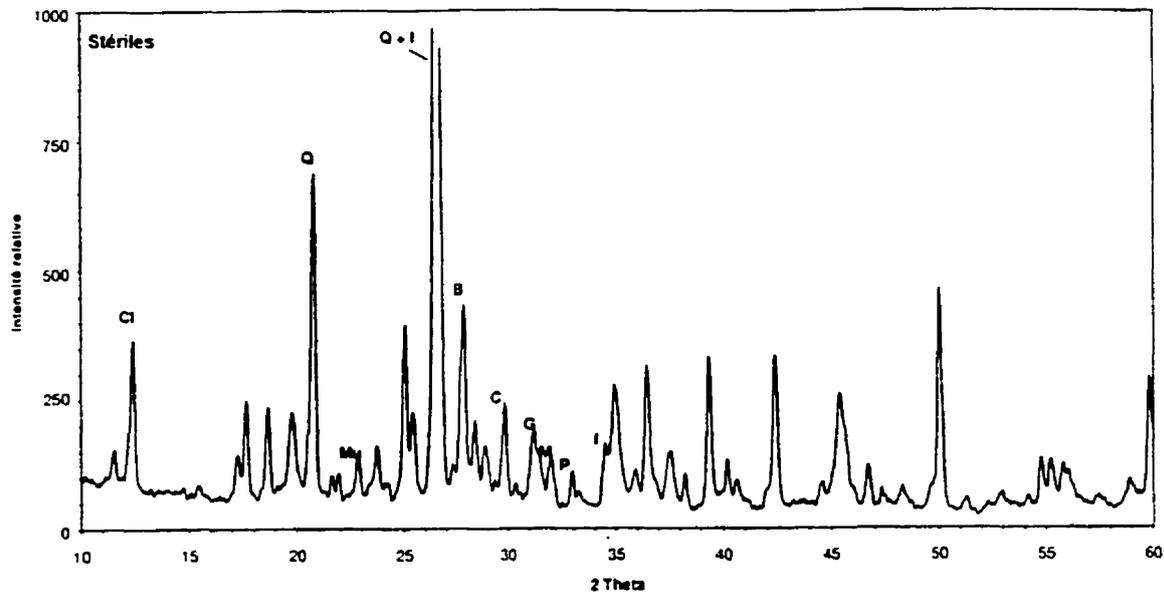
La halde sud, qui a fait l'objet d'une caractérisation importante, a été construite de 1983 à 1988 à partir des matériaux provenant de la mine à ciel ouvert. Cette halde couvre une superficie d'environ 53 hectares et contient environ 21 millions de tonnes de stériles. Elle a un volume estimé à 11,5 millions de mètres cube et une hauteur moyenne de 30 mètres.

L'apparition de drainage minier acide, à la halde sud, a eu lieu seulement quelques années après la mise en place et semble être la source la plus importante de DMA (Gélinas et al., 1994) sur le site.

5.5 Caractérisation des stériles par diffraction X

Les stériles échantillonnés pour cette étude ont été soumis à des essais de diffraction X afin d'identifier les principales phases minérales. Le principe de l'essai est le suivant : on dispose d'une source de rayons X, il s'agit en général d'un tube RX alimenté par un générateur haute tension. On dirige le faisceau des rayons X vers l'échantillon à analyser au moyen de dispositifs spéciaux. Lorsque ce type de faisceau frappe un cristal, ce dernier le réfléchit dans plusieurs directions (diffraction). Celles-ci dépendent de la nature du matériau irradié. En effet, il existe une relation entre l'angle d'un faisceau diffracté et la distance séparant des plans d'atomes au sein d'un réseau cristallin, donc structuré. La loi de Bragg définit cette relation ainsi : $\lambda = 2d \sin \theta$ où λ est la longueur d'onde de la source RX, d est la distance interréticulaire et θ est l'angle de diffraction. Comme λ ne varie pas au cours de la mesure, il suffit de faire varier l'angle θ pour repérer tous les angles de diffraction. À l'aide d'un convertisseur, on observe l'intensité de chaque point de la mesure. Lorsque le faisceau de rayons X est diffracté, sa représentation est un pic. Un balayage en θ produit un spectre de diffraction X. L'intérêt de ce type de mesures est que l'ensemble des pics (positions et intensités relatives) reste toujours le même pour un même composé analysé, c'est-à-dire une même structure cristalline. Cette technique d'analyse est donc très intéressante pour l'analyse qualitative d'un matériau. Elle est une des rares méthodes non destructives permettant de faire la distinction entre les formes polymorphiques d'un matériau.

Les résultats sont présentés à la figure 5.1. Sur cette figure, les principales phases sont représentées par des pics. On retrouve le quartz (SiO_2), l'illite ($\text{K}_x\text{Al}_2[\text{Si}_{4-x}\text{Al}_x\text{O}_{10}](\text{OH})_2$), la muscovite ($\text{KA}_2[\text{Si}_3\text{AlO}_{10}(\text{OH},\text{F})_2]$) et le clinocllore ($(\text{Mg},\text{Al})_3\text{Mg}_3[\text{Si}_3\text{AlO}_{10}](\text{OH})_6$), de la pyrite (FeS_2) et du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$).



Cl : clinochlore ; Q : quartz ; I : illite ; Mu : muscovite ; B : boehmite ; C : calcite ;
G : gypse ; M : muscovite ; P : pyrite

Figure 5.1 – Spectre obtenu par diffraction X sur les stériles de la mine Doyon

Le quartz est formé entièrement de SiO_2 . Il est insoluble dans tous les acides excepté dans l'acide fluorhydrique (HF). C'est un minéral très stable et probablement l'oxyde le plus abondant dans toutes formations géologiques. On le retrouve pratiquement partout entre autres à cause de sa dureté et de sa résistance face aux agressions chimiques.

La muscovite et l'illite sont deux minéraux assez similaires dont les compositions chimiques sont variables à cause de la possibilité des substitutions atomiques. Par exemple, le potassium peut se substituer au sodium, l'aluminium peut être remplacé par le magnésium, le fer ou même le chrome.

Le clinochlore fait partie de la série des chlorites. Les chlorites ont des compositions chimiques très variées à cause de toutes les substitutions atomiques possibles. Plusieurs variétés de chlorites possèdent donc un nom particulier dont le clinochlore.

5.6 Potentiel de génération d'acide des stériles

Afin de déterminer le potentiel générateur d'acidité des résidus miniers, l'essai statique (bilan acide-base) de Sobek et al. (1978) a été réalisé (acid base accounting test). Pour déterminer le potentiel générateur d'acidité, on évalue la capacité à créer de l'acide à partir du stérile broyé. Cette capacité est exprimée en kilogrammes de H_2SO_4 formé par tonne de stérile. On mesure cette valeur par titration sur un échantillon dont les particules ont un diamètre inférieur à 40 microns. Cette valeur est comparée avec la quantité maximale d'acide sulfurique qui pourrait être produite en faisant un calcul stœchiométrique à partir de la teneur en sulfure. Si la quantité de produit alcalin (de neutralisation), évaluée en terme de kilogrammes de $CaCO_3$ par tonne de stérile, est supérieure à la quantité d'acide formé, les stériles ne sont pas considérés comme ayant un potentiel de génération d'acidité; dans le cas contraire, ils généreront des effluents acides (Bruynesteyn et Hackl, 1982). On dit de cet essai qu'il est statique puisqu'il ne prend pas en considération l'aspect cinétique des réactions chimiques. Les réactions de neutralisation et d'acidité ne se produisent pas nécessairement en même temps. Il peut alors arriver que des effluents soient basiques dès la mise en contact des stériles avec l'environnement puis, après une certaine période d'exposition, puissent devenir acides alors que l'essai statique démontrait un potentiel global neutre. Il faut donc être prudent lorsqu'on utilise les résultats de cet essai.

Une fois l'essai de Sobek et al. (1978) terminé, on obtient le potentiel de consommation d'acide (PCA) et le potentiel de génération d'acide (PGA). On calcule ensuite le potentiel net de neutralisation qui est la différence entre les deux. Une valeur négative indique un résidu générateur de DMA. On calcule aussi le rapport PCA/PGA. Si ce rapport est supérieur à 4, les résidus miniers ne sont pas considérés comme étant générateurs de DMA. Si le rapport est inférieur à 1, ils sont générateurs de DMA et si le rapport est compris entre 1 et 4, il vaut mieux faire d'autres essais pour s'assurer de poser le bon diagnostic.

Les principaux avantages des méthodes de détermination statiques sont qu'elles sont peu coûteuses, faciles à réaliser et très rapides. Elles permettent de savoir rapidement si tel ou tel résidu est potentiellement générateur de DMA. Pour en être certain, il est toujours recommandé de faire d'autres essais complémentaires à l'aide d'une méthode différente (Lawrence et al., 1990).

Les essais statiques sont toujours faits sur des poudres dont les minéraux sont libres de réagir dès qu'ils sont en contact avec un réactif. Ces essais sont relativement bien adaptés pour la caractérisation des résidus miniers qui se retrouvent dans l'environnement sous forme de poudre mais il est difficile d'interpréter les résultats lorsqu'on veut caractériser des stériles. Le tableau 5.1 présente les résultats de l'essai statique de Sobek et al. (1978) appliqué aux stériles de la mine Doyon. Les résultats montrent un potentiel de consommation d'acide (PCA) inférieur au potentiel de génération d'acide (PGA). De plus, le rapport PCA/PGA est inférieur à 1 ce qui est une indication du potentiel de génération d'acidité. À partir de la quantité de soufre totale, on calcule la quantité de pyrite équivalente par calcul stœchiométrique. Sur les stériles de la mine Doyon, on a une valeur de 7,78% ce qui n'est pas une valeur très élevée en tant que tel, mais elle est suffisante pour avoir engendré de très sérieux problèmes environnementaux (Beaudoin et McMullen, 1990).

Tableau 5.1 - Résultats de l'essai statique de Sobek et al. (1978) sur les stériles échantillonnés à la mine Doyon en 1998

pH naturel	4,2
Potentiel de génération d'acide (PGA) ¹	126
Potentiel de consommation d'acide (PCA) ²	76,9
Potentiel net de neutralisation	-49,1
PCA/PGA	0,61
Soufre total (%)	4,12
Concentration de pyrite équivalente (%)	7,78

1- kg de H₂SO₄ par tonne de stériles

2- kg de CaCO₃ par tonne de stériles

Pour des stériles, qui sont des particules grossières, la génération d'acidité va dépendre du potentiel d'acidification et de neutralisation, mais surtout de l'accessibilité des sulfures. Il est donc clair que le taux de production d'acide sera fonction de la surface totale des stériles, de la quantité de sulfures exposés et de la facilité à exposer de nouvelles surfaces une fois les stériles empilés dans la halde. Gélinas et al. (1994) ont caractérisé les stériles de la Mine Doyon en considérant ces aspects. Ils ont mesuré les propriétés mécaniques des stériles, la surface totale exposée et la quantité de sulfures accessibles. Leurs résultats ont montré que les stériles étaient très réactifs malgré la faible teneur en sulfures parce que les schistes à séricite, dont sont principalement formés les stériles et où sont logés les sulfures, sont facilement altérables, facilitant ainsi l'oxydation des sulfures.

5.7 Origine des résidus miniers retenus pour l'étude

Pour faire les essais de laboratoire, les résidus miniers de la mine Selbaie, située en Abitibi, ont été retenus. Ces résidus proviennent de l'exploitation d'une mine à ciel ouvert et ont un haut potentiel de génération d'acide. Ils représentent bien les résidus miniers qui pourraient éventuellement servir comme couche de matériaux fins pour la mise en oeuvre de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches. En effet, sur un site, si les stériles sont générateurs d'acide, il est à peu près certain que les résidus miniers le seront aussi.

Les résidus ont été prélevés à la sortie du concentrateur en janvier 1998 et ont été envoyés à l'Université Laval dans des barils scellés. À leur réception, les résidus ont été asséchés puis tamisés pour défaire les agglomérations de particules. Ils ont ensuite été entreposés au sec dans des barils fermés où ils étaient prélevés lorsque nécessaire pour la réalisation des différents essais de caractérisation physique et chimique.

5.8 Les mines Selbaie – généralités

Puisque les résidus miniers retenus pour l'étude proviennent des mines Selbaie, il apparaît important de présenter la localisation de même que des généralités de cette mine. Les mines Selbaie sont situées à 82 km au nord-ouest de la municipalité de Joutel en Abitibi. On retrouve des minéralisations contenant du cuivre et du zinc mais aussi de l'argent et de l'or. Ce sont ces quatre métaux de base qui sont donc extraits du minerai. Le minerai est exploité à partir d'une mine à ciel ouvert et de deux mines souterraines. En 1990, on exploitait plus de 7000 tonnes de minerai par jour et 540 employés travaillaient à temps plein (Bryce, 1990).

La découverte des gisements à la mine Selbaie remonte à 1974. Durant cette période, trois zones ont été identifiées comme étant économiquement rentables pour l'exploitation minière : les zones A-1, A-2 et B.

- Zone A-1 : exploitation à ciel ouvert, 20 millions de tonnes de minerai à 0,8% Cu, 2,2% Zn, 31 g/t Ag et 0,5 g/t Au;
- Zone A-2 : exploitation souterraine, entre 2 et 5 millions de tonnes de minerai à 2,2% Cu, 0,7% Zn, 30 g/t Ag, 1,2 g/t Au;
- Zone B : à 1 km à l'ouest de la zone A-1, 3,5 millions de tonnes de minerai à 3,3% Cu, 30 g/t Ag et 1 g/t Au. Le zinc est aussi présent mais à cause de la présence de chalcocite, il est inexploitable.

Pour des raisons économiques, la zone B a été exploitée la première en 1979, suivie de la zone A-1 en 1985-86 et de la zone A-2 en 1988. Pour l'exploitation de la mine à ciel ouvert, plus de 11 millions de tonnes de dépôts meubles ont dû être excavés avant de commencer les opérations d'exploitation.

5.9 Les mines Selbaie - Géologie

Le site de la mine Selbaie fait partie du district de Selbaie qui est défini par une superficie de 70 km est-ouest et de 20 km nord-sud. Cette superficie comprend une couche de roc à prédominance felsique, intrusive et volcanique intermédiaire.

5.10 Caractérisation des résidus miniers par diffraction X

Pour bien comprendre l'interaction géochimique entre les résidus miniers, les stériles et éventuellement, les produits résiduels basiques dans la halde composite, il est nécessaire de bien caractériser la minéralogie de tous ces composés. Un des essais de caractérisation réalisé est l'analyse par diffraction des rayons X.

L'analyse par diffraction X, appliquée aux résidus miniers, a permis de mettre en évidence les phases minéralogiques principales comme le quartz (SiO_2), l'illite ($\text{K}_x\text{Al}_2[\text{Si}_{4-x}\text{Al}_x\text{O}_{10}](\text{OH})_2$), la muscovite ($\text{KAl}_2[\text{Si}_3\text{AlO}_{10}(\text{OH},\text{F})_2]$) et le clinochlore ($(\text{Mg},\text{Al})_3\text{Mg}_3[\text{Si}_3\text{AlO}_{10}](\text{OH})_6$). Il y a aussi présence de pyrite (FeS_2) mais en phase mineure. La figure 5.3 montre le spectre des résidus miniers. Les principaux éléments sont identifiés. Les phases principales correspondent à celles retrouvées dans les stériles de la mine Doyon.

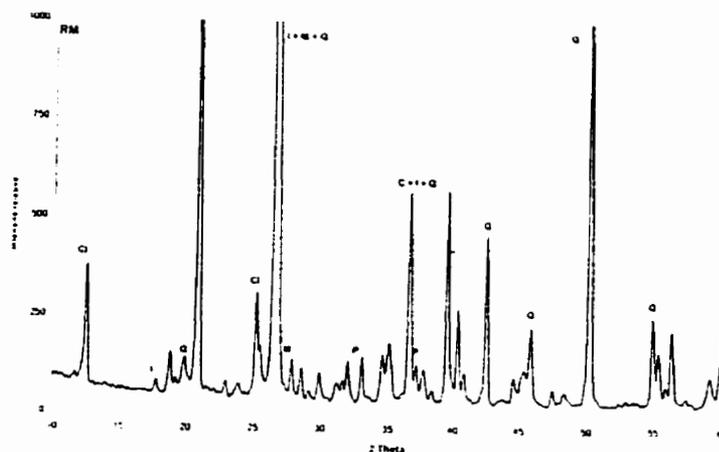


Figure 5.2 - Spectre obtenu par diffraction X sur les résidus miniers avant lixiviation

5.11 Analyse chimique des résidus miniers

Une analyse chimique a été réalisée sur les résidus miniers avant et après lixiviation. Le tableau 5.2 présente les résultats obtenus. L'analyse a été réalisée par spectroscopie d'émissions atomiques par nébulisation au plasma (ICP-AES) à l'aide d'un appareil Optima 3000PE. Les essais ont été réalisés dans les laboratoires de Centre de Recherche Minéral du Québec, aujourd'hui appelé COREM.

Tableau 5.2 – Analyse chimique des résidus miniers de Selbaie obtenue par ICP-AES

Al ₂ O ₃ (%)	4.556	TiO (%)	0.103	Pb (ppm)	113.8
CaO (%)	0.414	As (ppm)	210.9	Se (ppm)	2.6
Fe ₂ O ₃ (%)	9.362	Ba (ppm)	86.8	Sr (ppm)	7.1
K ₂ O (%)	1.020	Cd (ppm)	2.8	V (ppm)	4.2
MgO (%)	2.771	Co (ppm)	30.6	Y (ppm)	14.5
MnO (%)	0.071	Cr (ppm)	96.4	Zn (ppm)	2041.7
Na ₂ O (%)	0.087	Cu (ppm)	258.1	Zr (ppm)	109.8
P ₂ O ₅ (%)	0.021	Mo (ppm)	n.d.		
SiO ₂ (%)	84.8	Ni (ppm)	16.9		

Les résultats montrent une quantité importante de quartz, observation qui avait déjà été faite en diffraction X. Ils montrent aussi des teneurs importantes en cuivre et surtout en zinc. Rappelons que ce sont ces deux métaux de base que la mine exploite.

5.12 Potentiel de génération d'acide des résidus miniers

Le tableau 5.3 présente les résultats obtenus à partir de l'essai de Sobek et al. (1978). Dans le cas des résidus miniers de la mine Selbaie, la valeur obtenue indique clairement

que les résidus miniers sont générateurs de DMA et que leur potentiel de neutralisation est très faible. Ils indiquent également une concentration en pyrite de 8,36% ce qui est assez important compte tenu du fait que toute la pyrite est accessible et sera facilement oxydée.

Tableau 5.3 - Résultats de l'essai de Sobek et al. (1978) sur les résidus miniers de la mine Selbaie

pH	5.6
Potentiel de génération d'acide (PGA) ¹	136
Potentiel de consommation d'acide (PCA) ²	3.9
Potentiel net de neutralisation	-132.1
PCA/PGA	0.03
Soufre total (%)	4.43
Concentration de pyrite équivalente (%)	8.36

1- kg de H₂SO₄ par tonne de résidus

2- kg de CaCO₃ par tonne de résidus

5.13 Essais de lixiviation

Les résidus miniers ont subi des essais de lixiviation en laboratoire sur un période de 63 jours dans le but de connaître les éléments ou phases lixiviables par de l'eau distillée. Une certaine quantité de résidus miniers a été compactée légèrement dans des entonnoirs puis recouverte de laine de verre. Une pompe péristaltique assurait un approvisionnement constant en eau distillée et la laine de verre permettait une répartition de l'eau de façon aléatoire dans l'entonnoir pour éviter la formation de chenaux préférentiels. Les essais de lixiviation ont été réalisés par une stagiaire et les résultats présentés sont tirés de son rapport (Doye, 1999).

L'eau percolée à travers les résidus miniers était récoltée à la sortie de l'entonnoir et était analysée à toutes les semaines. La mesure du pH se faisait avec un pHmètre portatif de

marque Cole Palmer. Après la mesure du pH, l'eau récoltée était acidifiée avec une solution d'acide nitrique (HNO_3) à une concentration de 1M avant d'être envoyée pour analyse. La figure 5.4 présente l'évolution du pH en fonction du temps. Les valeurs présentées correspondent à la moyenne de deux essais.

On remarque une baisse de pH assez rapide dès la première semaine vers des valeurs près de 4. Après 3 semaines, le pH augmente pour atteindre des valeurs plus près de la neutralité. Malgré le fait que les résidus soient classifiés comme étant hautement générateurs de drainage minier acide, on remarque qu'il faut donc plus de deux mois avant d'amorcer la génération d'eaux acides. Ce résultat n'est pas surprenant puisque les réactions chimiques associées à la production du DMA sont assez lentes au début. Ce n'est qu'une fois l'activité bactériologique amorcée que les processus s'accélèrent pour produire des eaux de drainage acides. Tel que montré au chapitre 2 (figure 2.2), les premières réactions d'oxydation font intervenir la pyrite et l'oxygène et il y a production d'ions H^+ qui contribuent à diminuer le pH des eaux de drainage. À ce stade, le pH est près de la neutralité et les bactéries n'interviennent pas encore. Ce n'est que lorsque le pH aura atteint des valeurs près de 4,5 que les bactéries commenceront à intervenir. De plus, les résidus miniers possèdent un très faible potentiel de neutralisation, potentiel qui est peut-être libéré dès la mise en contact avec l'eau et l'oxygène ce qui aide à maintenir le pH près de 7. Une fois ce potentiel entièrement consommé, l'acidité libérée par l'oxydation des sulfures ne sera plus neutraliser et il y aura formation de DMA.

La qualité des eaux de drainage, après passage dans les résidus miniers, a été évaluée. Les résultats sont présentés dans le rapport de Doye (1999). L'analyse de plusieurs métaux a été réalisée mais, vu la courte période d'essais, il est très difficile d'observer des tendances et les conclusions qu'on pourrait en tirer seraient à toute fin pratique inutiles. Les essais à plus long terme (résultats présentés au chapitre 7) montrent bien que les premières semaines de mesure ne permettent pas de tirer des conclusions et il faut attendre plusieurs mois de résultats avant de pouvoir interpréter les données.

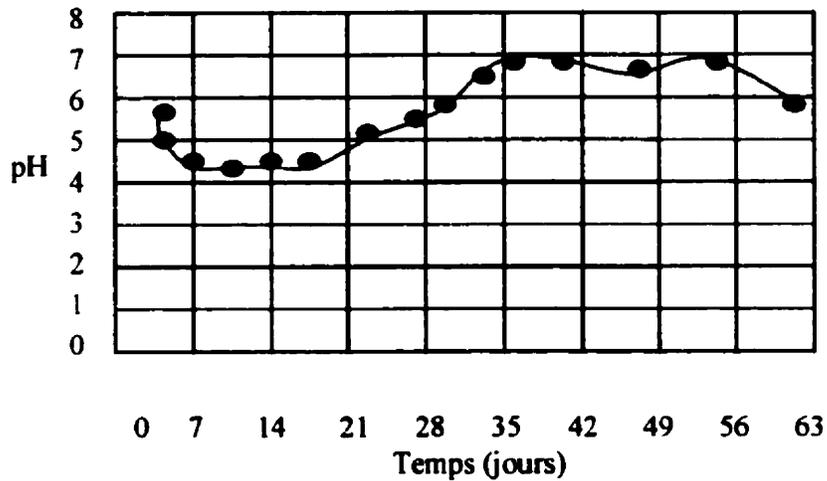


Figure 5.3 – Évolution du pH de l'eau de drainage après passage dans les résidus miniers (Doye, 1999)

5.14 Granulométrie et densité relative

Des essais de sédimentométrie ont été réalisés sur les résidus miniers de la mine Selbaie dans le but d'évaluer la distribution granulométrique des particules solides. Les essais ont été réalisés conformément aux spécifications de la norme BNQ 2501-025. Les résultats sont présentés à la figure 5.5. La courbe obtenue montre un silt sableux avec traces de particules argileuses. Cette granulométrie est tout à fait typique des résidus miniers (Aubertin et al., 1996).

La densité relative des grains a été mesurée conformément aux spécifications de la norme BNQ 2560-065. La valeur mesurée pour les résidus miniers de Selbaie est de 2,81.

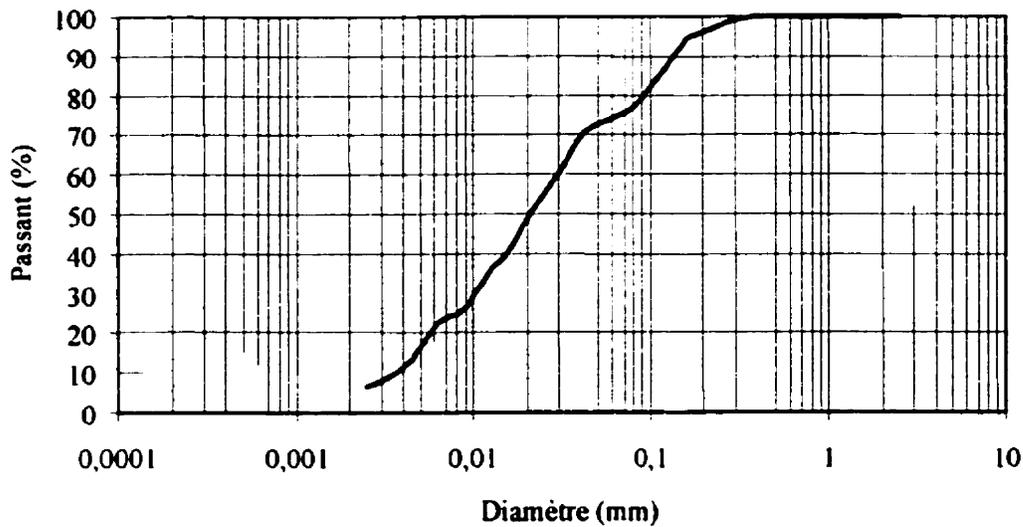
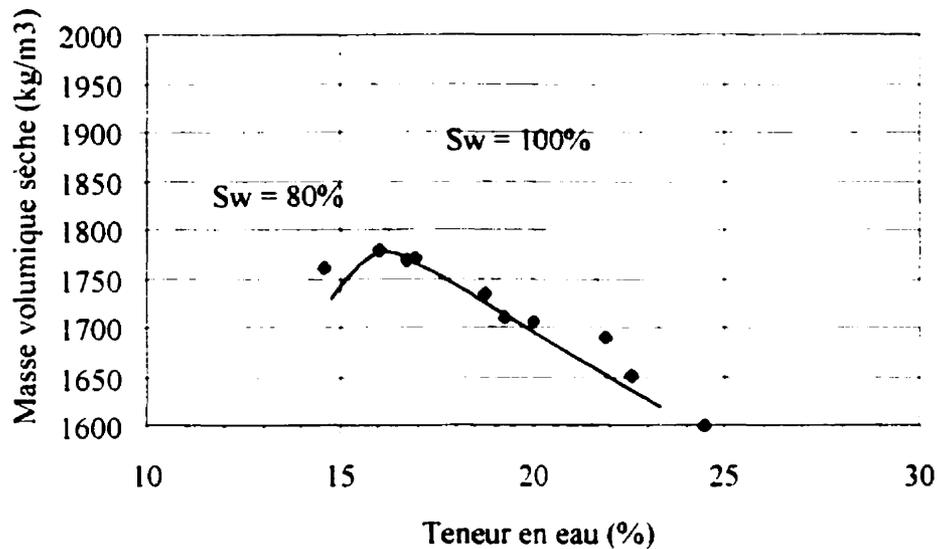


Figure 5.4 - Granulométrie des résidus miniers

5.15 Paramètres de compactage

Les essais de compactage Proctor modifié ont été réalisés conformément aux spécifications de la norme BNQ-2501-250, méthode A. Plusieurs échantillons ont été préparés à différentes teneurs en eau et entreposés pendant au moins 24 heures dans une chambre humide avant le début des essais. Le lendemain, les échantillons étaient mis en place par compactage dans le moule et les mesures de la masse volumique et de la teneur en eau correspondante étaient faites. La masse volumique était convertie en masse volumique sèche ce qui a permis de tracer la relation avec la teneur en eau. La figure 5.6 présente la relation obtenue de même que les courbes correspondant aux degrés de saturation de 100% et de 80%. Pour les résidus miniers de Selbaie, l'optimum est atteint à une teneur en eau de 16% et une masse volumique sèche de 1790 kg/m^3 . À cette valeur, le degré de saturation est d'environ 75%. De façon générale, lorsqu'on vise un matériau compacté ayant la plus faible perméabilité possible, le compactage se fait du côté humide

de l'optimum Proctor, donc à une teneur en eau supérieure à 16% pour la même énergie. C'est la raison pour laquelle les essais de caractérisation tels la détermination des propriétés capillaires se sont faits à une teneur en eau de 23%. Il y a aussi le fait que, si ils sont utilisés, les résidus miniers seront déjà très humides puisqu'à la sortie des concentrateurs, on retrouve seulement environ 50% de particules solides dans la pulpe



(mélange de résidus miniers et d'eaux de traitement).

Figure 5.5 - Courbe Proctor modifié pour les résidus miniers de la mine Selbaie et degré de saturation

5.16 Perméabilité en conditions saturées

La mesure de la perméabilité en conditions saturées des résidus miniers a été réalisée dans un perméamètre axial à paroi rigide. La cellule de perméabilité mesure 8 cm de hauteur et 10 cm de diamètre. La figure 5.7 montre un schéma du montage utilisé pour faire les essais de perméabilité. Les pressions hydrauliques ont été générées par des pressions pneumatiques appliquées sur des interfaces huile-eau. Le différentiel hydraulique requis pour assurer la circulation de l'eau à travers l'éprouvette était créé par la position relative des interfaces soumises à une même pression d'air. La mesure de la différence de charge dans l'échantillon a été réalisée à l'aide d'un capteur différentiel de

Pour réaliser l'essai de perméabilité, l'échantillon était soumis à un gradient hydraulique et les volumes d'eau circulant à travers l'échantillon étaient mesurés à intervalles réguliers. Le coefficient de perméabilité était calculé à l'aide de la relation suivante :

$$k = \frac{QL}{Ah_w} \quad (5.1)$$

où Q représente le débit moyen mesuré, L est la longueur de l'éprouvette (dans le sens de l'écoulement), A est la section d'écoulement et h_w est la différence de charge hydraulique.

Pour modifier la valeur de l'indice des vides, une charge uniaxiale était appliquée sur l'éprouvette à l'aide d'un piston. Cette charge était augmentée progressivement puis maintenue pendant un minimum de 90 minutes pour permettre au sol de s'adapter à cette nouvelle contrainte. Une fois le sol stabilisé, un essai de perméabilité était réalisé. Plusieurs essais ont été réalisés avec différentes conditions de mise en place. La teneur en eau initiale variait afin d'étudier l'influence de l'arrangement des grains sur la perméabilité (position sur la courbe Proctor).

Les résultats obtenus sont présentés au tableau 5.4 et on présente à la figure 5.8 les conditions initiales d'essai (points noirs) par rapport à la courbe Proctor modifiée. Les résultats du tableau 5.4 montrent que la perméabilité varie peu en fonction de la teneur en eau (ou du degré de saturation) du matériau compacté. Les cinq essais montrent un coefficient de perméabilité entre 1,1 et 1,6 x 10⁻⁷ m/s à des indices des vides compris entre 0,59 et 0,62. Ceci semble indiquer que ce matériau développe peu ou pas de macroporosité lorsqu'il est compacté à des degrés de saturation inférieurs au degré de saturation à l'optimum. Ce comportement est très différent de celui qui a été observé sur des tills du Québec (Watabé et al., 2000; Leroueil et al., 2000).

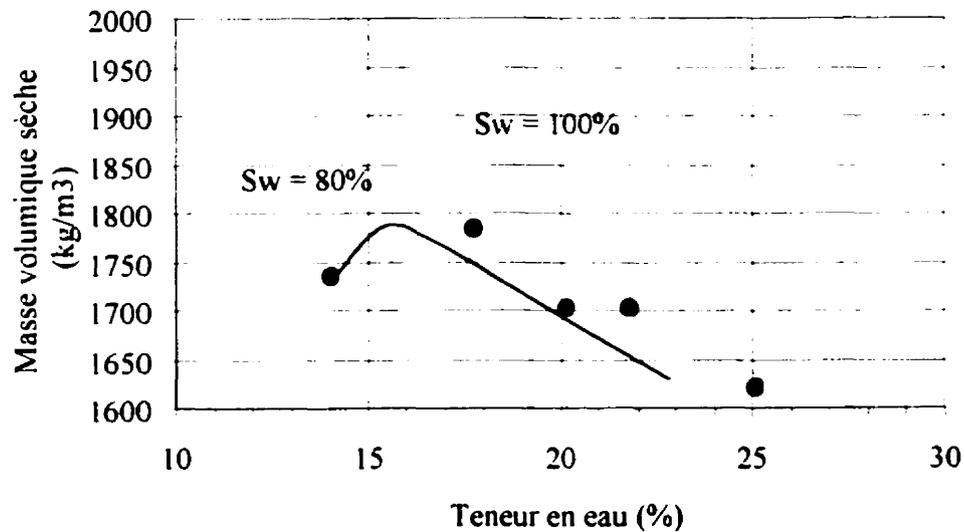


Figure 5.7 – Conditions initiales des résidus miniers avant les essais de perméabilité (points noirs) et courbe Proctor modifié

5.17 Mesure des propriétés capillaires

Un montage a été fabriqué pour mesurer les propriétés capillaires des résidus miniers. Ces propriétés sont essentielles pour représenter l'écoulement multiphasique car elles contrôlent la saturation du sol aux fluides eau et air de même que sa perméabilité relative à chacun d'eux. La courbe de rétention (relation entre la pression capillaire et le degré de saturation) a été obtenue en laboratoire.

Tableau 5.4 - Résultats des essais de perméabilité en conditions saturées pour différentes conditions initiales de compactage (résidus miniers de la mine Selbaie)

Conditions initiales	Indices des vides	Coefficient de perméabilité (m/s)
$w = 14\%$ $\rho_d = 1748 \text{ kg/m}^3$ $e_0 = 0,65$ $S_w = 0,64$	$e = 0,61$	$1,15 \times 10^{-7}$
$w = 17,0\%$ $\rho_d = 1778 \text{ kg/m}^3$ $e_0 = 0,59$ $S_w = 0,82$	$e = 0,59$	$1,10 \times 10^{-7}$
$w = 20,1\%$ $\rho_d = 1700 \text{ kg/m}^3$ $e_0 = 0,66$ $S_w = 0,86$	$e = 0,66$ $e = 0,62$ $e = 0,60$ $e = 0,59$	$2,20 \times 10^{-7}$ $1,40 \times 10^{-7}$ $1,30 \times 10^{-7}$ $1,30 \times 10^{-7}$
$w = 22,2\%$ $\rho_d = 1705 \text{ kg/m}^3$ $e_0 = 0,65$ $S_w = 0,96$	$e = 0,65$ $e = 0,59$ $e = 0,58$ $e = 0,57$	$3,00 \times 10^{-7}$ $1,20 \times 10^{-7}$ $1,10 \times 10^{-7}$ $1,00 \times 10^{-7}$
$w = 25,0\%$ $\rho_d = 1625 \text{ kg/m}^3$ $e_0 = 0,65$ $S_w = 0,95$	$e = 0,65$ $e = 0,62$ $e = 0,60$ $e = 0,59$	$1,70 \times 10^{-7}$ $1,60 \times 10^{-7}$ $1,40 \times 10^{-7}$ $1,30 \times 10^{-7}$

Le résidu minier a été mis en place dans une cellule à paroi rigide en acier inoxydable. La teneur en eau initiale était de 22,7% pour une masse volumique sèche de 1683 kg/m^3 . Les dimensions de l'éprouvette une fois compactée était de 10 cm de diamètre et de 3 cm d'épaisseur (figure 5.9). L'échantillon reposait sur une pierre poreuse à forte pression d'entrée d'air (1500 kPa). Cette pierre permet donc le passage de l'eau mais pas de l'air

(tant que la pression de l'air est inférieure à 1500 kPa). Au dessus de l'échantillon, un tamis était déposé de façon à ne pas lessiver les particules fines vers les conduites de l'appareil. Un piston était placé au dessus de l'échantillon pour ajuster la contrainte à appliquer sur l'échantillon en fonction de la pression appliquée pour assurer la saturation par contre pression.

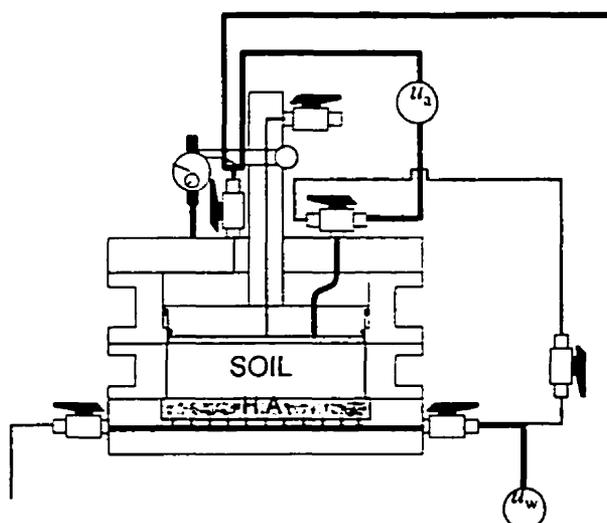


Figure 5.8 – Schéma de la cellule de succion utilisée pour évaluer la courbe capillaire des résidus miniers (LeBihan, 1999)

L'échantillon était saturé par contre pression jusqu'à une valeur de 500 kPa atteinte à un taux de 100 kPa à l'heure. À la fin de la saturation, la pression de l'eau était égale à 500 kPa ($u_w = 500$ kPa). Une fois l'échantillon saturé, une succion de 16 kPa était appliquée par paliers de façon progressive (1, 2, 4, 8 et 16 kPa) et chaque étape durait entre 48 et 60 heures. le temps d'atteindre l'équilibre. À chaque palier, la contre pression était augmentée à 501, 502, 504, 508 jusqu'à 516 kPa ($u_w = 516$ kPa). Pour appliquer une succion à l'échantillon, on abaissait un pot d'eau branché à la base de la cellule (figure 5.8). À chaque étape, le volume d'eau sortant de l'échantillon était mesuré à l'aide d'un système de burette (précision de 0,1 cc) et le degré de saturation pouvait ainsi être calculé.

en fonction de la succion. Une fois atteint la valeur de 16 kPa, le système permettait de continuer les étapes de la succion en augmentant la pression de l'air plutôt qu'en diminuant la pression de l'eau. La pression de l'air était augmentée à l'aide d'un système de bouteille à air comprimé. À cause des problème possible d'oxydation de la pyrite et de la durée des essais (2 à 3 mois), une bouteille d'azote était utilisée plutôt qu'un mélange d'oxygène et d'azote. La pression de l'azote était aussi augmentée par paliers et de façon progressive pour atteindre un équilibre après chacun des paliers.

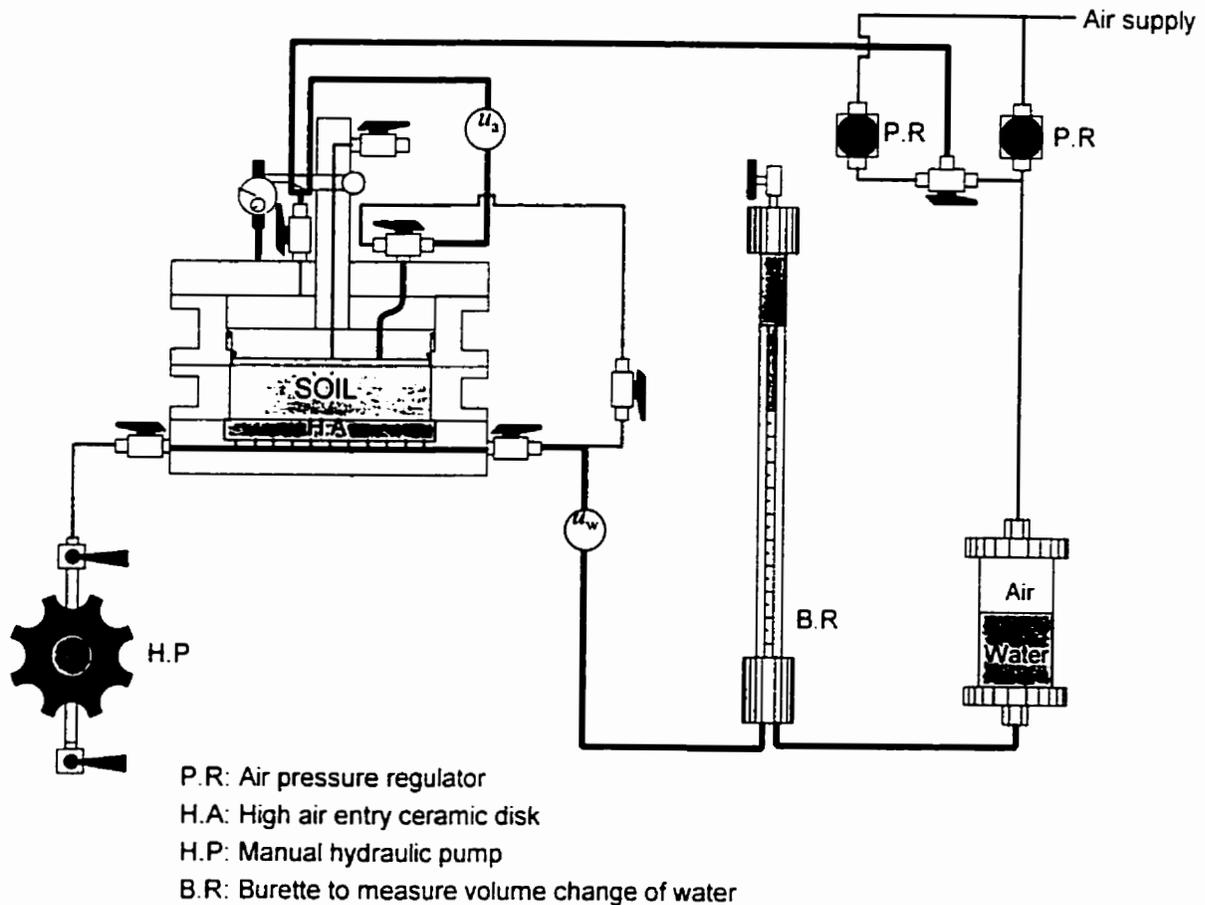


Figure 5.9 – Schéma du montage utilisé pour réaliser les essais de succion (LeBihan, 1999)

À la fin de l'essai, les points obtenus mettant en relation le degré de saturation et la succion ont été portés sur un graphique semi-log. Les résultats sont présentés à la figure 5.11. Sur ce graphique, on remarque une cassure de la courbe de rétention aux alentours de 80 kPa. Généralement, ce point de cassure représente la pression d'entrée d'air mais dans ce cas, elle semble élevée par rapport aux données citées dans la littérature. Si cette valeur correspond bien à la pression d'entrée d'air, alors ceci indique que le matériau mis en place dans les mêmes conditions que celle de l'essai pourrait être construit sur une hauteur d'environ 8 mètres avant de se désaturer par les effets de la gravité. Au cours de cet essai, il n'a pas été possible de mesurer le degré de saturation résiduel. Ce degré de saturation s'obtient lorsque la succion est très forte dans l'échantillon. Dû à des considérations pratiques, l'essai a dû être interrompu à une succion d'environ 500 kPa.

Les données de laboratoire ont été utilisées pour calculer différents paramètres des modèles de capillarité. Ces modèles sont utilisés pour fournir des expressions analytiques des courbes capillaires, expressions qui sont facilement utilisables ensuite pour modéliser les phénomènes d'écoulement multiphase ou pour interpoler des valeurs sur la courbe capillaire. Il existe différents modèles de capillarité et deux ont été retenus. Il s'agit des modèles de Brooks et Corey (1964) (figure 5.12) et de van Genuchten (1980) (figure 5.13).

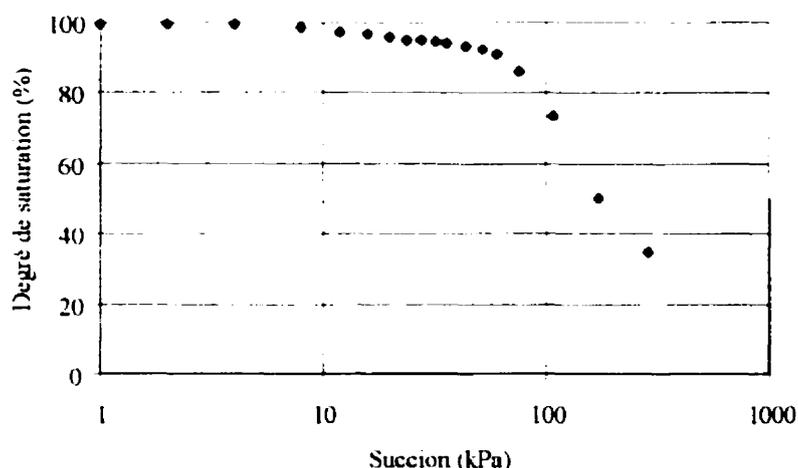


Figure 5.10 – Courbe capillaire pour les résidus miniers de la mine Selbaie

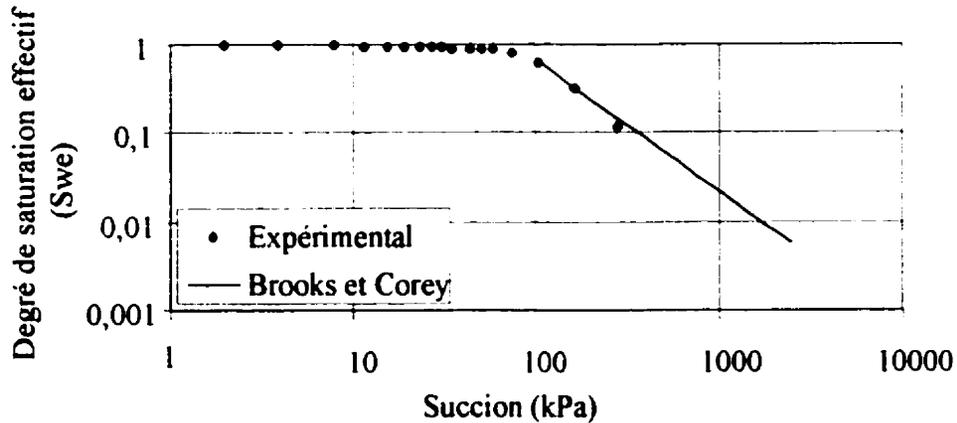


Figure 5.11 - Courbe caractéristique mesurée en laboratoire et évaluée d'après l'équation proposée par Brooks et Corey (1964)

Le modèle de capillarité de Brooks et Corey (1964) met en relation le degré de saturation effectif en fonction de la pression capillaire. Rappelons que le degré de saturation effectif, S_{we} , représente l'intervalle de saturation en eau, S_w , à l'intérieur duquel l'eau est mobile. Le modèle élaboré par Brooks et Corey (1964) est valide pour des pressions supérieures à la pression d'entrée d'air (pression atteinte lorsque le sol devient partiellement saturé). La relation est la suivante :

$$S_{we} = \left(\frac{P_c}{P_{aev}} \right)^{-\lambda} \quad P_c \geq P_{aev} \quad (5.2)$$

où P_c représente la pression capillaire, P_{aev} représente la pression d'entrée d'air et λ est appelé l'indice de distribution de la dimension des pores. Pour déterminer λ , on trace les données expérimentales sur un graphique log-log de la hauteur capillaire en fonction du degré de saturation effectif. La pente de la droite obtenue correspond à la valeur de l'indice de distribution des pores et l'intersection avec l'axe de S_{we} correspond à la

pression d'entrée d'air. Pour les résidus miniers de la mine Selbaie, on déduit de la figure 5.12 que $\lambda = 1,5$ et $P_{uev} = 80$ kPa ou 8 mètres d'eau.

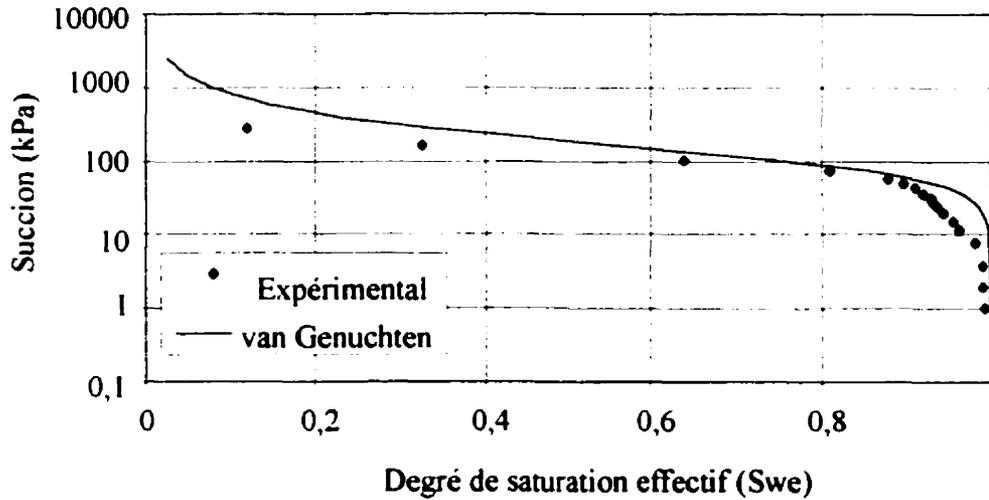


Figure 5.12 - Courbe caractéristique mesurée en laboratoire et évaluée d'après l'équation proposée par van Genuchten (1980)

Un autre modèle, bien adapté à la représentation des courbes capillaires a été proposé par van Genuchten (1980). L'expression analytique proposée met en relation le degré de saturation effectif et la pression capillaire à l'aide de deux paramètres empiriques α et m :

$$S_{w,e} = \left[1 + (\alpha P_c)^n \right]^{-m} \quad (5.3)$$

où $m = 1 - \left(\frac{1}{n} \right)$

Pour les résidus de la mine Selbaie, on a évalué $\alpha = 0,00008 \text{ Pa}^{-1}$ et $m = 0,5492$. La pression d'entrée d'air est évaluée comme étant l'endroit où la courbe subit une cassure. Sur le graphique de la figure 5.13, on remarque cependant que le modèle de van Genuchten ne s'applique pas très bien aux valeurs expérimentales. On peut ajuster la courbe de différentes manières en modifiant certains paramètres de l'équation et faire sortir des valeurs très différentes de pression d'entrée d'air. On a ainsi évalué la pression d'entrée d'air à 80 kPa tout en gardant à l'esprit que c'était une valeur élevée par rapport à ce que l'on trouvait dans la littérature.

Le modèle de Brooks et Corey présente certains inconvénients qu'on ne retrouve pas dans le modèle de van Genuchten. Par exemple, le modèle de Brooks et Corey n'est valide que sur une gamme limitée de pression capillaire. Les valeurs à forts et à très faibles degrés de saturation ne sont pas représentées. Selon certains auteurs, il ne serait pas non plus adapté à tous les types de sols (Lefebvre, 1998).

L'équation de Laplace (4.5) permet d'évaluer le rayon d'un pore à partir de la pression capillaire et de la tension de surface de l'eau.

$$u_a - u_w = \frac{2\sigma}{r_m} \quad (5.4)$$

où σ représente la tension de surface de l'eau (75 mN/m à 5°C) et r_m est le rayon moyen des pores. Dans un milieu poreux, la porosité est formée d'un réseau de pores interconnectés et très complexe. Les particules solides sont distribuées aléatoirement dans la matrice et les pores sont en fait des chemins qui se créent à travers le système. Puisque les pores sont interconnectés, l'entrée dans les pores est plus petite que le pore lui-même. En considérant ce fait, l'équation de Laplace ne donne pas réellement une image de la porosité. Donc, la distribution porosimétrique obtenue à partir de la relation de Laplace et de la courbe capillaire doit être considérée comme n'étant pas exactement une image de

la distribution porosimétrique. Dullien (1992) présente différents modèles de structures de pores mais ces modèles sont à notre avis inutilement précis pour les besoins de l'application.

La figure 5.14 présente la distribution porosimétrique, obtenue à partir de l'équation de Laplace avec la distribution granulométrique des résidus miniers. Cette distribution porosimétrique a été évaluée pour une porosité de 0,40 et une teneur en eau de compactage de 23%.

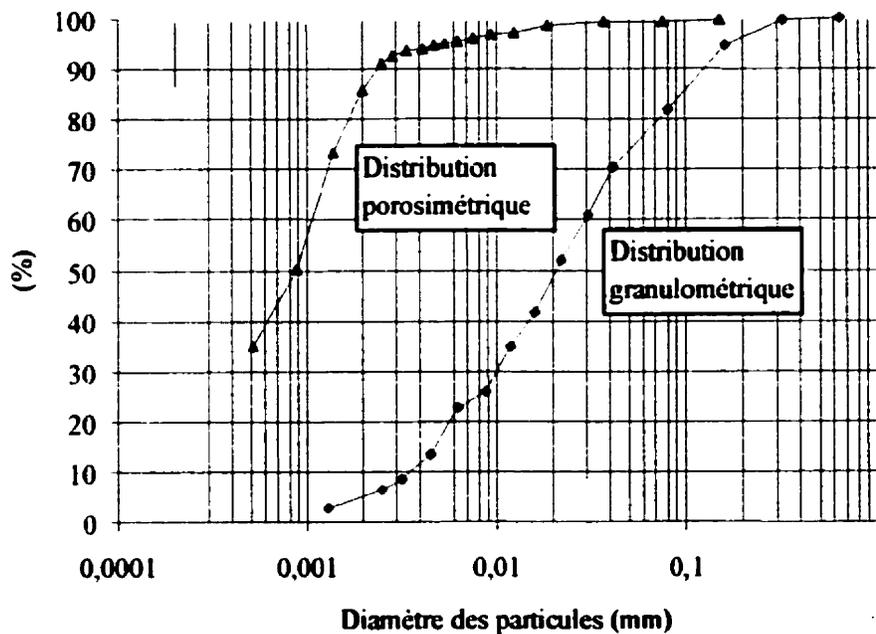


Figure 5.13 - Distribution porosimétrique et distribution granulométrique des résidus miniers de Selbaie

5.18 Détermination des perméabilités relatives à l'air et à l'eau

On peut utiliser l'équation de Darcy qui s'applique normalement à un fluide pour exprimer l'écoulement de deux fluides dans un milieu poreux. En régime permanent, la relation développée s'exprime ainsi :

$$Q_i = \left(\frac{k_i A}{\mu_i} \right) \left(\frac{\Delta P_i}{L} \right) \quad (5.5)$$

Dans cette relation, Q_i représente de débit, ΔP_i est la variation de la pression, μ_i est la viscosité du fluide i , A est la section d'écoulement et L est la longueur d'écoulement. k_i est la perméabilité effective du milieu au fluide i . La perméabilité effective est la capacité du milieu à transmettre un fluide en même temps qu'un autre fluide. Dans un milieu où l'air et l'eau s'écoulent simultanément, on peut évaluer les flux par l'équations suivante :

$$Q_i = \left(\frac{k_r k_i A}{\mu_i} \right) \left(\frac{\Delta P_i}{L} \right) \quad (5.6)$$

Dans l'équation 5.6, k_r représente la perméabilité relative au fluide i . La perméabilité relative ne dépend pas seulement du milieu poreux mais aussi des fluides en présence. La perméabilité relative à l'eau dans un système air-eau ne sera pas la même que dans un système air-huile.

La perméabilité relative, k_r , est la perméabilité effective, k_e , divisée par une perméabilité de base, k_b . Cette perméabilité de base, dans notre cas, est la conductivité hydraulique pour une saturation en eau égale à 100%. Donc pour obtenir la perméabilité effective de l'eau ou de l'air, dans le système air-eau, on n'a qu'à multiplier la perméabilité relative (valeur comprise entre 0 et 1) par la conductivité hydraulique.

$$k_r = \frac{k_e}{k_b} \quad (5.7)$$

Il existe plusieurs modèles de perméabilité relative. Seulement deux modèles sont présentés ici. D'abord, on peut intégrer les paramètres capillaires P_{acv} et λ du modèle de Brooks et Corey (1964) dans le modèle de Burdine (1953) (équations 4.11 et 4.12). On peut également intégrer le paramètre m du modèle de van Genuchten (1980) dans le modèle de Mualem (1976) (équations 4.16 et 4.17).

Les résultats obtenus à partir du modèle de Mualem sont présentés à la figure 5.15. On y présente les courbes de perméabilité relatives pour l'eau et pour l'air en fonction du degré de saturation en eau (la saturation en air = $1 - S_{we}$). La perméabilité relative à l'eau augmente avec le degré de saturation en eau pour finalement être égale à 1 lorsque le milieu est saturé à 100%. Selon Lefebvre (1998), le concept de perméabilité relative peut être expliqué par le fait que la distribution des fluides est contrôlée par les propriétés capillaires du milieu poreux. Si le milieu contient plus d'un fluide, les pores plus petits contiennent le fluide mouillant (l'eau) et les pores les plus gros, le fluide non mouillant (l'air). Lorsque les fluides s'écoulent, il ne passent pas par les mêmes pores simultanément. Chaque fluide doit développer son réseau d'écoulement. Plus le degré de saturation d'un fluide diminue et plus il est difficile pour ce fluide de progresser dans le milieu. Sa perméabilité relative se trouve donc très faible par rapport à l'autre fluide.

Les modèles d'évaluation de la perméabilité relative de Burdine et de Mualem sont tous les deux basés sur une approche statistique. Leur but est d'évaluer la valeur de k_r en fonction des propriétés qui sont reflétées à travers la courbe capillaire. Ces deux modèles posent les mêmes hypothèses de base, soit :

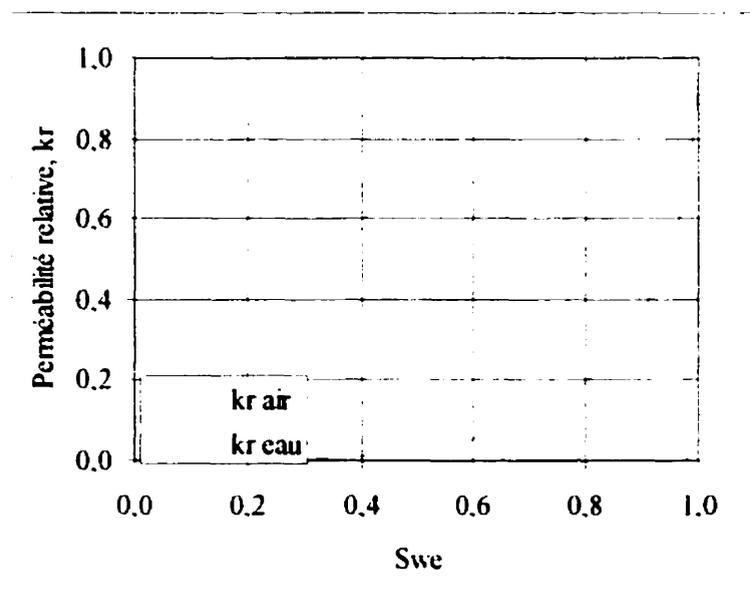


Figure 5.14 – Perméabilité relative à l'air et à l'eau selon le modèle de Mualem (1976) pour les résidus miniers de Selbaie

- 1- Le milieu poreux peut être considéré comme une série de pores interconnectés et distribués aléatoirement. Les pores sont caractérisés par leur rayon (r) et distribués de façon statistique par une loi $f(r)$, où $f(r)dr$ est le volume des pores de rayon $r = r + dr$. La distribution porosimétrique est la même peu importe la section étudiée et est égale à $f(r)$.
- 2- L'équation de Hagen-Poiseuille est considérée valide au niveau des pores et est utilisée pour estimer la conductivité hydraulique de chaque pore élémentaire. La conductivité hydraulique totale est déterminée en considérant la contribution de tous les pores saturés.
- 3- La courbe de rétention reflète la distribution porosimétrique du milieu poreux. Si on utilise la relation suivante : $r = C_1/\psi$ où C_1 est un coefficient constant, r est fonction de la pression capillaire (ψ).

Les modèles diffèrent entre eux de par leur interprétation de la configuration géométrique des pores et de leur contribution à la perméabilité (Mualem, 1986).

5.19 Détermination des coefficients de diffusion effectifs

Le coefficient de diffusion effectif des résidus miniers est important à évaluer puisque c'est lui qui détermine la quantité d'oxygène qui diffusera à travers la barrière capillaire en fonction du degré de saturation de cette dernière.

Il existe des méthodes en laboratoire pour calculer le coefficient de diffusion d'un gaz à travers un milieu poreux mais nous nous sommes contentés d'utiliser des modèles mathématiques disponibles et dont la précision répondait aux exigences souhaitées. Nous avons choisi celui élaborés par Collin (1987). Ce modèle a été élaboré d'après les travaux de Millington et Shearer (1971). Ces derniers ont développé un modèle qui permet d'évaluer le flux d'oxygène qui diffuse à travers un milieu poreux en ne considérant la diffusion qu'au travers la phase gazeuse. Collin (1987) a modifié ce modèle pour tenir

compte aussi de la partie d'oxygène qui diffuse à travers la phase liquide. On calcule donc la diffusibilité à partir de la relation donnée par l'équation 4.23

Dans le cas des résidus miniers de Selbaie, lors de l'essai de succion, nous avons évalué une porosité à 0,4. La diffusibilité en fonction du degré de saturation est présentée à la figure 5.16. Plus le degré de saturation en eau est faible et plus l'oxygène diffuse rapidement à travers le milieu poreux. Ce résultat n'a rien de surprenant puisque l'oxygène diffuse beaucoup plus facilement dans l'air que dans l'eau.

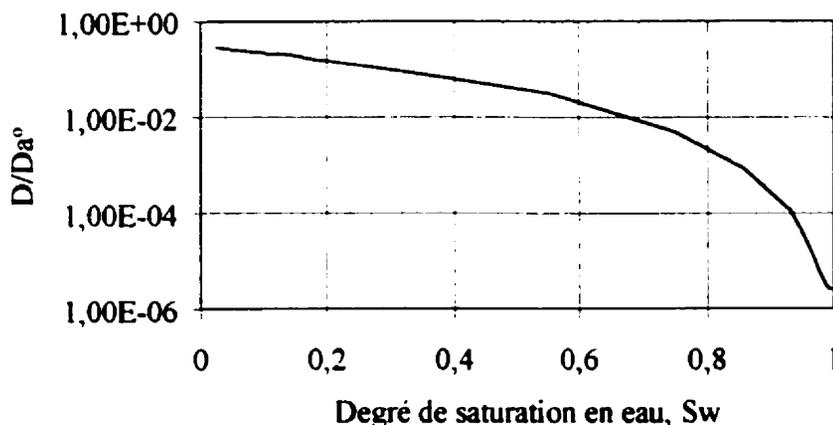


Figure 5.15 – Rapport du coefficient de diffusion effectif et du coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air en fonction du degré de saturation en eau des résidus miniers de Selbaie d'après la relation de Collin (1987)

Il est possible de calculer la concentration en oxygène dans les résidus miniers sulfurés en fonction de la profondeur et en fonction du degré de saturation en eau des résidus miniers. La figure 5.17 présente les profils obtenus à partir des relations présentées au chapitre 4. Il est intéressant de noter que pour un degré de saturation supérieur à 90%, il n'y a pratiquement pas d'oxygène qui diffuse à travers la couche de résidus miniers. Plus le degré de saturation en eau diminue et plus la quantité d'oxygène qui diffuse est importante. On doit cependant descendre jusqu'à un degré de saturation de 50% avant que l'oxygène puisse traverser une couche de résidus miniers de un mètre d'épaisseur. Au delà de cette valeur, tout l'oxygène qui diffuse est consommée. On peut donc supposer

que si les couches de matériaux fins restent saturées, il n'y aura pratiquement pas d'oxygène qui passera au travers et le peu qui réussira à passer sera automatiquement consommé par l'oxydation de la pyrite.

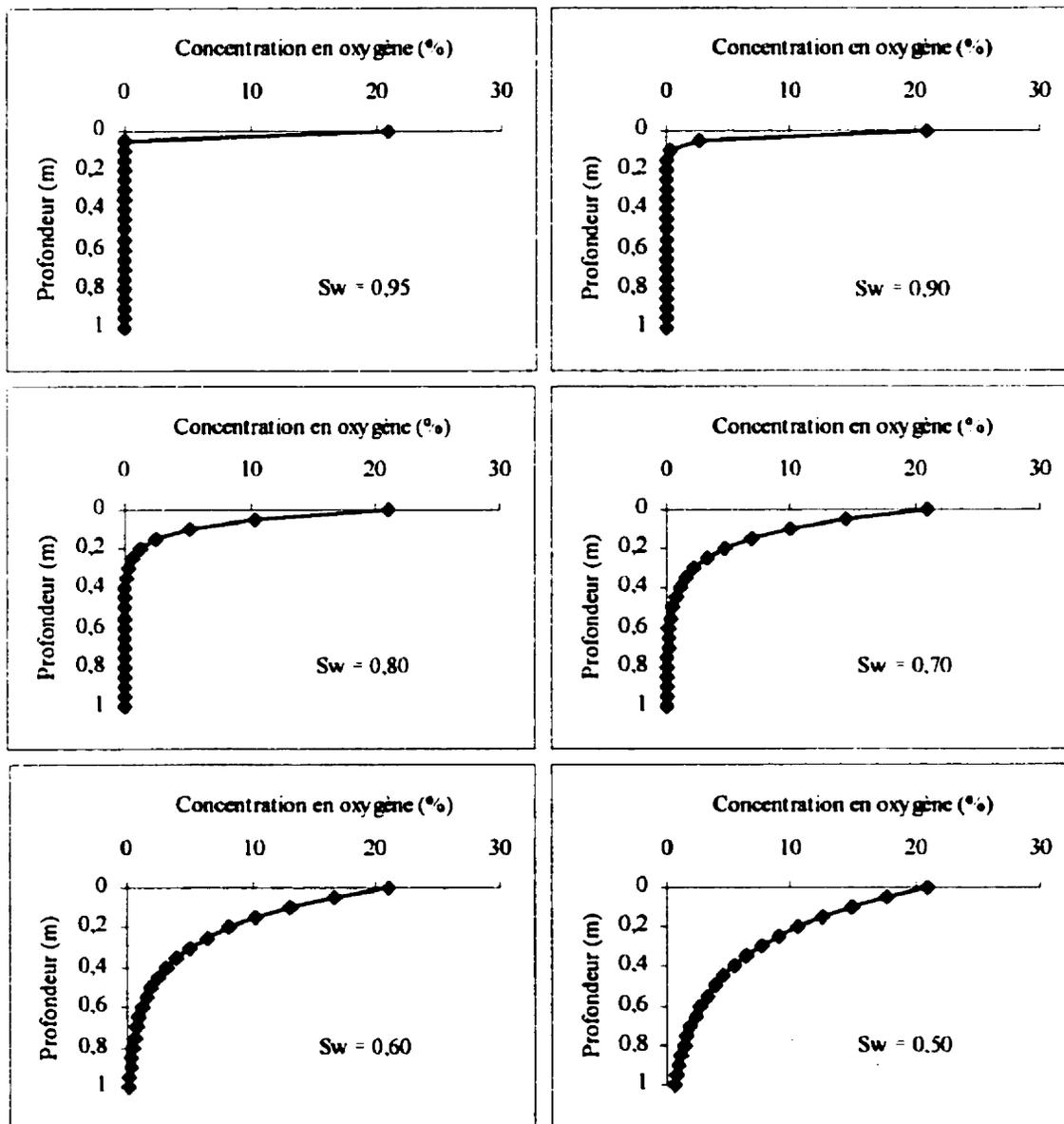


Figure 5.16 – Profils calculés de la concentration d'oxygène en régime permanent dans les résidus miniers en fonction de la profondeur et pour différents degrés de saturation

5.20 Analyse et discussion

Les résultats des essais physiques et chimiques ont démontré l'efficacité de l'utilisation de couches de résidus miniers compactés pour contrer les effets néfastes du drainage minier acide. Les couches de matériaux fins compactées, vont en effet permettre de diminuer considérablement la diffusion de l'oxygène vers les stériles sulfureux. En fait, théoriquement, il n'y a pas d'oxygène qui sera transporté à travers les couches si celles-ci conservent un degré de saturation supérieur à 60%. Ce degré de saturation minimal sera très facile à conserver puisque la pression d'entrée d'air des résidus miniers compactés est d'environ 8 mètres d'eau. Une couche d'au moins 1 mètre d'épaisseur est susceptible de rester ainsi saturée.

De plus, grâce à la finesse des particules qui la compose, la couche de matériaux fins sera très efficace pour lutter contre les phénomènes de mouvement d'air associés à la convection thermique. Si de l'oxydation se produit au cœur de la halde, l'air chaud ne pourra pas directement remonter à la surface, libérant ainsi l'espace pour de l'air frais saturé en oxygène. Le transport de l'oxygène sera beaucoup plus difficile et par conséquent il y aura beaucoup moins de pyrite qui s'oxydera. Les couches de matériaux fins ont une perméabilité faible de l'ordre de 10^{-7} m/s. Ainsi, l'infiltration de l'eau de pluie, saturée en oxygène dissout, sera limitée. On sait que l'apport en oxygène dissout favorise l'oxydation des sulfures. En diminuant l'apport, on limite ainsi la formation d'acide mais on limite aussi le transport des contaminants.

En résumé, les couches de matériaux fins, même si elles sont composées de matériaux réactifs, vont permettre de diminuer la quantité d'oxygène qui diffuse, le transport par convection thermique et l'infiltration. Ces trois mécanismes de transport sont responsables de l'apport en oxygène dans une halde de stériles. Le fait de les empêcher ou de les diminuer considérablement aura un avantage positif quand au retardement de l'oxydation des sulfures. Le chapitre suivant montre maintenant comment on pourrait pousser l'avantage de l'utilisation de la méthode d'empilement par couches en ajoutant des rejets industriels basiques qui permettraient l'obtention d'avantages au niveau

chimique. De plus, de par leur granulométrie fine, ces ajouts pourraient aussi diminuer la perméabilité des résidus et accroître leur pression d'entrée d'air.

CHAPITRE VI

UTILISATION DE RÉSIDUS INDUSTRIELS BASQUES ET CARACTÉRISATION

6.1 Introduction

Ce chapitre présente les résultats des essais de caractérisation réalisés sur les produits résiduels basiques qui pourraient être ajoutés aux résidus miniers afin d'augmenter le potentiel de neutralisation des couches de matériaux fins. Deux produits ont fait l'objet d'une caractérisation complète : les poussières de four de cimenterie de la compagnie Ciment St-Laurent et les boues rouges de la compagnie Alcan International.

On présente donc l'état des connaissances actuelles quant à l'utilisation de produits résiduels basiques pour neutraliser le DMA et les résultats des essais réalisés sur chacun des deux produits aux sections suivantes. La section 6.4 présente à nouveau les résultats

de certains essais de caractérisation physique pour des fins de comparaison entre les résidus basiques et les résidus miniers. Finalement, la section 6.5 présente les résultats des essais de lixiviation lorsqu'on mélange les produits basiques avec les résidus miniers de la mine Selbaie et les stériles de la Mine Doyon, caractérisés au chapitre précédent.

6.2 Stabilisation des résidus miniers générateurs de DMA à l'aide de matériaux basiques

Lorsque le potentiel d'acidité d'un résidus minier est supérieur à son potentiel de neutralisation, les problèmes de drainage minier acide sont susceptibles de se produire dans un laps de temps généralement assez court après l'exposition des sulfures aux conditions atmosphériques. Une des techniques prometteuses pour augmenter le potentiel de neutralisation des résidus miniers est de les mélanger avec des matériaux ayant un pouvoir neutralisant. Les ajouts considérés sont le calcaire (CaCO_3), la chaux (CaO ou Ca(OH)_2) et la soude caustique (NaOH). Bellaloui et al. (1996) ont incorporé des poussières de four de cimenterie à des résidus miniers générateurs de DMA au site Eustis dans l'Estrie. Les résultats de leur travaux ont démontré le potentiel de neutralisation des poussières de four mais, comme ces produits sont très solubles, leur efficacité à long terme reste à démontrer.

L'utilisation de boues rouges pour neutraliser des résidus miniers générateurs de DMA ne semble jamais avoir été essayée. Les boues rouges ont un fort potentiel de neutralisation car le procédé Bayer, procédé utilisé pour extraire l'alumine de la bauxite, fait intervenir d'importantes quantités de soude caustique. Les boues rouges sont donc gorgées de ce produit et possèdent ainsi un potentiel de neutralisation non négligeable qui nous permet de croire en leur capacité à augmenter le potentiel de neutralisation de résidus miniers acides.

6.3 Les poussières de four de cimenterie

L'industrie du ciment produit entre 4 et 12 millions de tonnes de poussières de four chaque année aux États-Unis (Haynes et Kramer, 1982). L'impact potentiellement néfaste de ces produits sur l'environnement de même que les coûts élevés associés à leur disposition font en sorte que les cimenteries souhaitent développer des applications pour ces produits résiduels. À l'heure actuelle, les cimenteries empilent les poussières près de leurs usines. À la cimenterie de Ciment St-Laurent à Joliette, près de la moitié de la production annuelle a toujours trouvé des applications pour des fins agricoles. Présentement, la cimenterie utilise des matières premières dans la fabrication du ciment qui font en sorte de ne plus produire de poussières. Ces matières premières sont plus coûteuses puisque la compagnie doit les acheter à l'extérieur plutôt que d'exploiter sa propre carrière. Si les poussières de four pouvaient être utilisées pour contrôler le drainage minier acide, la compagnie Ciment St-Laurent pourrait exploiter à nouveau sa carrière et faire des économies substantielles (Beaulieu, 2000).

6.3.1 *Origine*

Pour fabriquer le ciment portland, on introduit dans des fours des matières premières telles que le calcaire et l'argile. Une fois que ces produits ont atteint une certaine température, ils sont broyés pour former le clinker puis on leur ajoute une quantité de gypse. Le produit final s'appelle ciment portland. Les normes, en ce qui concerne la composition du ciment portland, sont très sévères et on retrouve des restrictions, particulièrement en ce qui concerne la teneur en alcalis. Les alcalis ont tendance à réagir avec certaines phases minérales des granulats introduits dans le béton et former des composés expansifs qui nuisent à l'intégrité des structures. Lors de la fabrication du ciment, des poussières très fines dont les particules varient entre 0,1 et 100 μm , sont produites et récoltées dans des filtres. Ces poussières sont riches en alcalis ce qui rend impossible leur introduction dans le ciment portland.

Les compositions chimique et minéralogique de même que les propriétés physiques des poussières de four dépendent des matières premières introduites au départ, du type de four utilisé, du mode de récupération des poussières et du combustible utilisé dans les fours. De façon générale, les poussières de four contiennent des matières partiellement calcinées, des matières premières n'ayant pas réagi, de la poussière de clinker, des cendres de combustible, des sulfates d'alcalis, des halides et d'autres produits volatils.

L'efficacité des poussières de four dans la neutralisation du drainage minier acide réside dans la facilité à libérer des ions calcium ce qui a pour effet de remonter indirectement la valeur du pH. La disponibilité en ions calcium est fonction de la solubilité de la chaux hydratée ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), de la calcite (CaCO_3) et du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Le tableau 6.1 présente les solubilités du calcium pour les trois composés à 25°C.

Tableau 6.1 – Solubilité des différents composés à 25°C (tiré de Bhatta et al., 1996).

Source de calcium	Solubilité (g/100 cc)
CaO	0,120
Ca(OH) ₂	0,159
CaCO ₃	0,0014

Les données présentées au tableau 6.1 montrent que les ions calcium sont beaucoup plus facilement dissociables sous forme de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ que sous forme de CaCO_3 . Donc, les poussières de four contenant une forte teneur en $\text{Ca}(\text{OH})_2$ seront efficaces pour neutraliser l'acidité produite par l'oxydation des résidus sulfureux.

6.3.2 Caractérisation par diffraction X

Des analyses en diffraction X ont été réalisées sur les poussières de four envoyées par Ciment St-Laurent à l'hiver de 1998, afin de connaître leur composition minéralogique. Les résultats sont présentés à la figure 6.1. Sur cette figure, les pics importants représentent les composés les plus fréquemment rencontrés. La principale phase rencontrée est la calcite (CaCO_3). D'autres phases mineures sont aussi observées, telles l'ettringite ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12}\cdot 26\text{H}_2\text{O}$), la dolomite ($\text{MgCa}(\text{CO}_3)_2$), le gypse ($\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$), l'anhydrite (CaSO_4), le quartz (SiO_2), la portlandite ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), l'arcanite (K_2SO_4), la sylvite (KCl) et la halite (NaCl).

La présence de portlandite est souhaitable dans la lutte contre le DMA puisque ce composé se dissocie assez rapidement au contact de l'eau. Il permettra ainsi de remonter le pH et d'empêcher toute activité bactérienne de s'amorcer dans les couches de matériaux fins. De plus, l'eau qui aura percolé à travers la couche de matériaux fins sera probablement basique lorsqu'elle atteindra les stériles, ralentissant ainsi l'activité bactérienne dans ces matériaux.

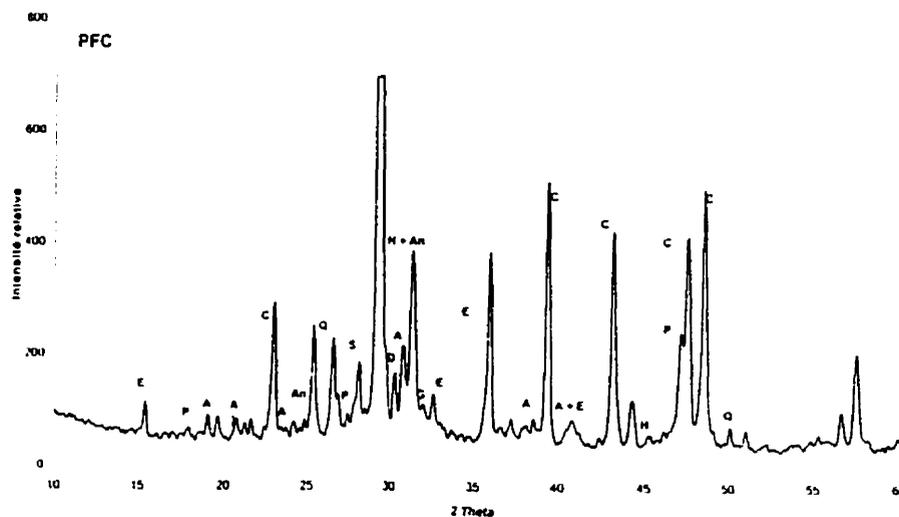


Figure 6.1– Diffractogramme de poudre de poussières de four de cimenterie

6.3.3 Potentiel de génération d'acide

Pour déterminer le potentiel de neutralisation des poussières de four de cimenterie, un bilan acide-base a été réalisé conformément aux spécifications proposées par Sobek et al. (1978). Le tableau 6.2 présente les résultats obtenus. Les résultats montrent un potentiel de neutralisation élevé, ce qui confirme le potentiel des poussières de four à neutraliser le drainage minier acide dans les résidus miniers. Le contenu en soufre est cependant très élevé mais n'affecte pas le potentiel d'acidification puisque le soufre est probablement sous forme de sulfates.

Tableau 6.2 - Résultats de l'essai statique de consommation d'acide de Sobek et al. (1978) sur les poussières de four de cimenterie

pH naturel	12,6
Potentiel de génération d'acide (PGA) ¹	136
Potentiel de consommation d'acide (PCA) ²	857
Potentiel net de neutralisation	721
PCA/PGA	5,5
Soufre total (%)	5,1

1- kg de H₂SO₄ par tonne de poussières de four

2- kg de CaCO₃ par tonne de poussières de four

6.3.4 Analyse chimique

Les analyses chimiques sur solides ont été réalisées par ICP-AES (spectroscopie d'émissions atomiques par nébulisation au plasma). Les éléments identifiés de même que leur proportion dans l'échantillon analysé sont présentés au tableau 6.3. On remarque l'importante teneur en CaO qui constitue près de la moitié des poussières de four. Il y a aussi une importante concentration en alcalis. Les

poussières de four contiennent aussi des concentrations assez importantes de différents métaux. Tant que ces métaux sont sous forme stable, aucun impact n'est envisagé du point de vue environnemental. Cependant, si ces métaux sont attaqués par des acides libérés lors de l'oxydation des sulfures dans les résidus miniers, ils pourraient être lixiviés et se retrouver sous forme ionique dans les eaux de drainage. Il est donc impératif que le potentiel de neutralisation de la couche de résidus miniers et de poussières de four soit suffisamment élevé pour enrayer toute possibilité de production d'acide.

Tableau 6.3 – Analyse chimique des poussières de four de cimenterie

Al ₂ O ₃ (%)	3,86	TiO (%)	0,25	Pb (ppm)	101,0
CaO (%)	50,5	As (ppm)	26,1	Se (ppm)	4,9
Fe ₂ O ₃ (%)	1,62	Ba (ppm)	214,1	Sr (ppm)	553,3
K ₂ O (%)	9,16	Cd (ppm)	0,8	V (ppm)	47,5
MgO (%)	1,65	Co (ppm)	13,8	Y (ppm)	13,1
MnO (%)	0,03	Cr (ppm)	24,6	Zn (ppm)	451,8
Na ₂ O (%)	1,35	Cu (ppm)	61,8	Zr (ppm)	100,4
P ₂ O ₅ (%)	0,05	Mo (ppm)	4,3		
SiO ₂ (%)	16,3	Ni (ppm)	19,5		

6.3.5 Essais de lixiviation

Des essais de lixiviation ont été réalisés sur les poussières de four de cimenterie. Ces essais ont été réalisés dans le cadre d'un stage de madame Isabelle Doye (1999). Nous présentons ses résultats que nous analysons.

Les poussières de four ont été placées dans un entonnoir et recouvert de laine de verre. Cet entonnoir était alimenté en eau distillée et les eaux percolées étaient

récoltées hebdomadairement et analysées. Un total de 640 grammes de poussières de four a été lixivié par un débit de 0,08 mL/min. La figure 6.2 présente les mesures de pH obtenues pendant les 63 jours qu'ont duré l'essai. Dès le contact avec l'eau, le pH était très élevé, de l'ordre de 13. On remarque par la suite une diminution du pH en fonction du temps ce qui est attribuable à une baisse de la disponibilité en ions OH⁻.

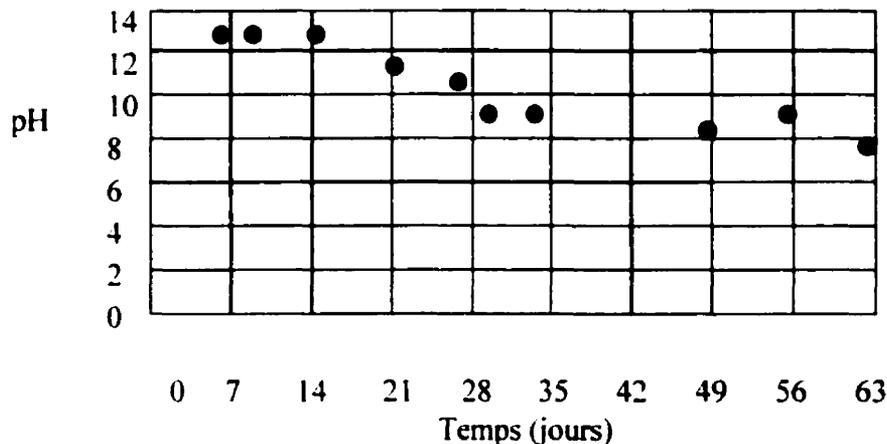


Figure 6.2 - Résultats des mesures de pH après lixiviation des poussières de four

6.3.6 Granulométrie

La granulométrie des poussières de four a été réalisée avec un sédigraphe. Des mesures avaient été d'abord réalisées par sédimentométrie mais à cause de la nature des particules des poussières de four, elles avaient tendance à flocculer, même en présence du défloculant, et les mesures n'étaient pas représentatives. La courbe granulométrique obtenue est présentée à la figure 6.3. Les particules de poussières de four de cimenterie possède une granulométrie bien étalée et les particules sont très fines.

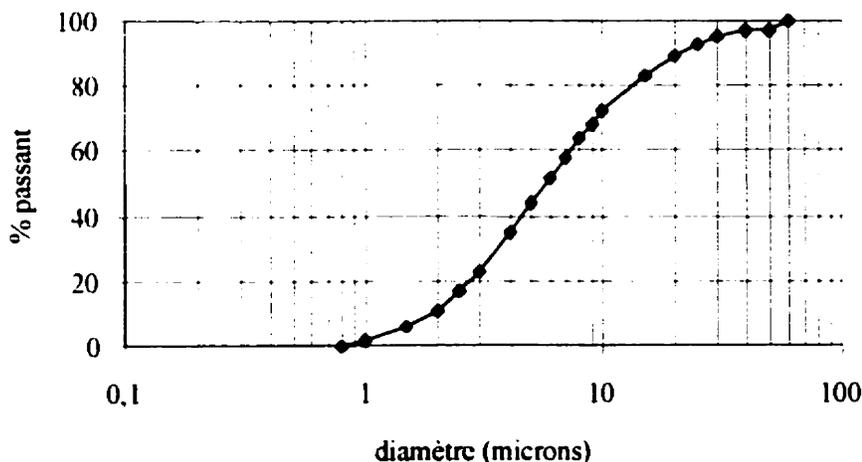


Figure 6.3 - Granulométrie des poussières de four de cimenterie

6.4 Les boues rouges

Les boues rouges étudiées pour cette étude ont été prélevées à l'usine Vaudreuil de la compagnie Alcan. Actuellement, l'usine de Vaudreuil produit environ 2000 tonnes par jour de boues rouges sur une base sèche. Les boues sont entreposées dans des étangs où elles décantent. L'eau est récupérée pour être réintroduite dans le procédé de traitement. Depuis plus de 50 ans, les boues sont entreposées dans ces étangs qui couvrent présentement une superficie de plus de 500 hectares. En 1991, près de 15 millions de tonnes d'aluminium ont été produites à travers le monde. On produit normalement deux tonnes de boues rouges pour une tonne d'aluminium. Il y aurait donc eu une production de plus de 30 millions de tonnes de boues rouges pour la seule année de 1991.

Au Québec, l'usine Vaudreuil est la seule à traiter la bauxite. Les autres usines débutent leurs activités à partir des concentrés d'alumine et ne produisent donc pas de boues rouges. Les lois en vigueur au Québec obligent la compagnie Alcan à intercepter toutes les eaux de drainage qui proviennent de la lixiviation des boues rouges pour ne pas contaminer les eaux de surface et les eaux souterraines. Il existe aussi des lois concernant la pollution de l'air et la compagnie doit toujours s'assurer que le dépôt de boues rouges

ne s'assèche pas. En effet, l'assèchement d'une croûte en surface devient susceptible à l'action du vent (Vachon, 1992).

6.4.1 Origine et caractéristiques générales

Les boues rouges est le nom donné aux résidus formés à la suite du procédé d'extraction alcaline de l'aluminium (procédé Bayer) à partir de la bauxite. Le procédé Bayer consiste à mélanger la bauxite avec de la soude caustique (NaOH) puis à chauffer sous pression ce mélange. On peut ainsi séparer une solution d'alumine de sodium (NaAlO) et un résidus solide appelé boues rouges. La figure 6.4 montre les diverses étapes du procédé Bayer. Les compositions chimiques et minéralogiques des boues rouges varient en fonction de la bauxite. Le tableau 6.4 présente 4 compositions typiques de boues rouges retrouvées dans la littérature. De façon générale, le pH des boues rouges est compris entre 12 et 13.

Il est produit de 0,33 à 1 tonne de boues rouges pour chaque tonne d'alumine extraite de la bauxite. Les boues sont généralement lavées et épaissies avant d'être disposées dans des sites d'entreposage. Les boues rouges doivent leur couleur à l'importante teneur en oxyde de fer qui peut constituer jusqu'à 50% des boues.

Tableau 6.4 - Composition chimique de 4 boues rouges exprimées en pourcentage (tiré de Vachon, 1992)

Oxydes de métaux	Alcan 1990	Williams 1982	Patel 1985	Aggarwal 1977
Fe ₂ O ₃	20-38	17	21	22
Al ₂ O ₃	20-23	29	10	31
SiO ₂	8-20	19	10	7
TiO ₂	7-16	3	9	23
Na ₂ O	5-10	10	5	4
CaO	1-5	--	--	traces

6.4.2 Caractérisation par diffraction X

Les boues rouges ont été caractérisées par diffraction X. La figure 6.5 présente les résultats obtenus avec l'identification des pics majeurs. Les phases principales retrouvées dans les boues rouges sont l'hématite (Fe_2O_3) et la sodalite ($3(\text{Na}_2\text{OAl}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O})$). On retrouve également de la goethite ($\text{FeO}(\text{OH})$) et de l'anatase (TiO_2). Les phases mineures présentes sont le quartz (SiO_2), la gibbsite ($\text{Al}(\text{OH})_3$), la boehmite ($\text{AlO}(\text{OH})$), le rutile (TiO_2), la katoite (silication) ($\text{Ca}_3\text{Al}_2(\text{SiO}_4)(\text{OH})_{12}$) et de la chaux (CaO).

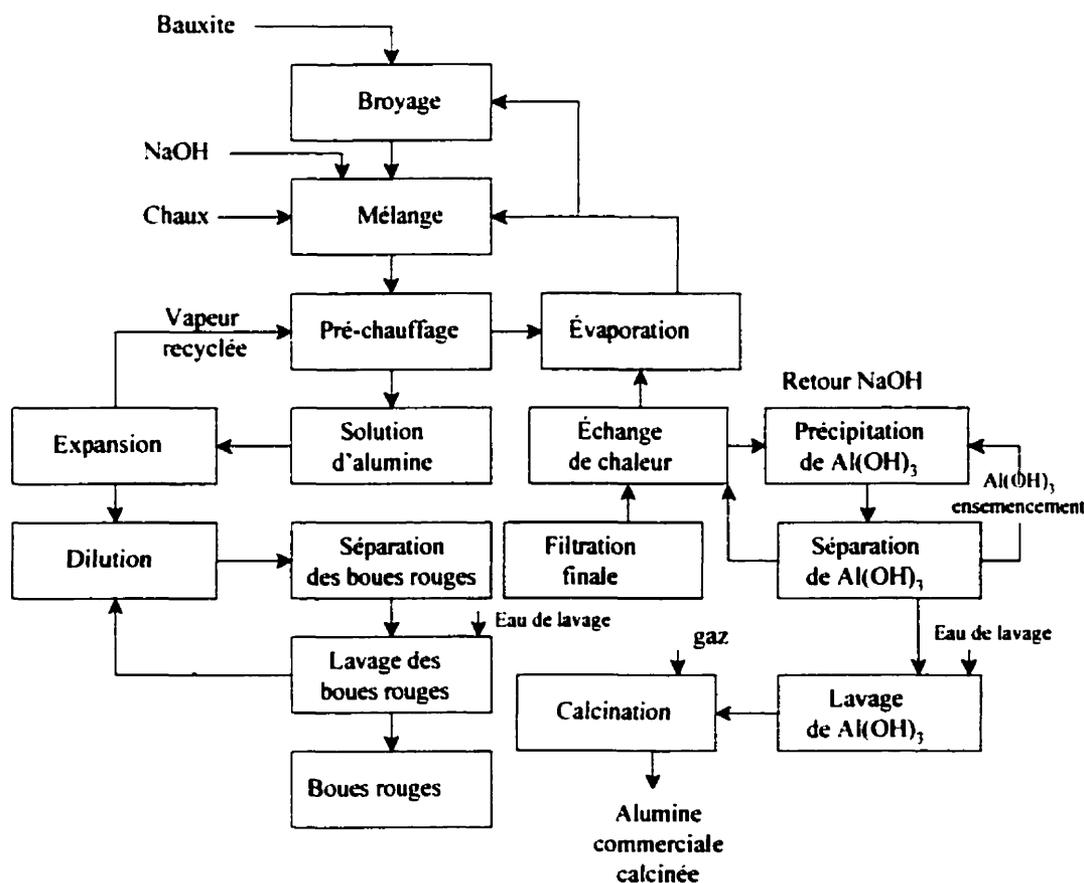
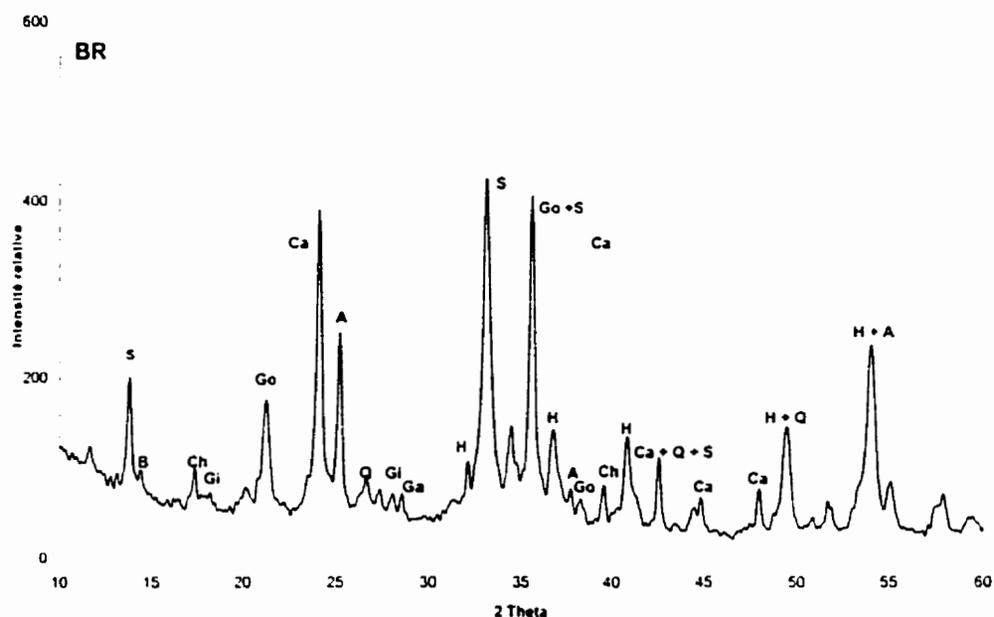


Figure 6.4 - Diagramme schématique du procédé Bayer (tiré de Vachon, 1992)

6.4.3 Potentiel de génération d'acide

Tout comme pour les résidus miniers et les poussières de cimenterie, l'essai statique de consommation d'acide a été réalisé sur un échantillon de boues rouges. Les résultats sont présentés au tableau 6.5. Les résultats ont clairement démontré le potentiel élevé de neutralisation des boues rouges avec une valeur de 260. Il est donc fort probable que l'utilisation de boues rouges mélangées aux résidus miniers ait un fort potentiel quand à la lutte au DMA.



A : Anatase, B : Boehmite, Ca : Calcite, Ch : Chaux, H : Hématite, Gi : Gibbsite,
Go : Goethite, Q : Quartz, S : Sodalite

Figure 6.5 - Diffractogramme de poudre de boues rouges

Tableau 6.5 - Résultats de l'essai de Sobek et al. (1978) sur les boues rouges

pH	11,4
Potentiel de génération d'acide (PGA) ¹	11
Potentiel de consommation d'acide (PCA) ²	271
Potentiel net de neutralisation	260
PCA/PGA	24,6
Soufre total (%)	0,36

1- kg de H₂SO₄ par tonne de boues rouges

2- kg de CaCO₃ par tonne de boues rouges

6.4.4 Analyse chimique

Les analyses chimiques sur solides ont été réalisées par ICP-AES. Les résultats sont présentés au tableau 6.6. C'est surtout la présence de soude caustique (NaOH) dans l'eau des pores qui confère un potentiel de neutralisation aux boues rouges. Il ne semble pas y avoir d'autres composés dont la mise en solution favoriserait une augmentation du pH.

6.4.5 Essais de lixiviation

Des essais de lixiviation ont été réalisés sur les boues rouges dans les mêmes entonnoirs que pour les résidus miniers (voir section 5.13). Un total de 2092 grammes de boues rouges à une teneur en eau de 44 % ont été mis en place dans les entonnoirs pour une masse de solides correspondant à 1640 g. Les boues rouges ont été lixiviées à un débit correspondant à 0,08 mL/min. Les essais se sont poursuivis sur un période de 63 jours et le pH était mesuré à chaque semaines. La figure 6.6 présente l'évolution du pH dans les eaux de drainage en fonction du

temps. On remarque qu'une valeur relativement stable autour de 12 a été mesurée tout au long de l'essai.

Tableau 6.6 – Analyse chimique des boues rouges

Al ₂ O ₃ (%)	19.0	TiO (%)	6.72	Pb (ppm)	11.0
CaO (%)	5.38	As (ppm)	38.6	Sc (ppm)	39.6
Fe ₂ O ₃ (%)	41.1	Ba (ppm)	29.0	Sr (ppm)	82.3
K ₂ O (%)	0.33	Cd (ppm)	2.6	V (ppm)	869.1
MgO (%)	0.19	Co (ppm)	13.3	Y (ppm)	66.7
MnO (%)	0.01	Cr (ppm)	814.2	Zn (ppm)	35.6
Na ₂ O (%)	8.13	Cu (ppm)	2.0	Zr (ppm)	3085.7
P ₂ O ₅ (%)	0.21	Mo (ppm)	5.3		
SiO ₂ (%)	14.5	Ni (ppm)	62.6		

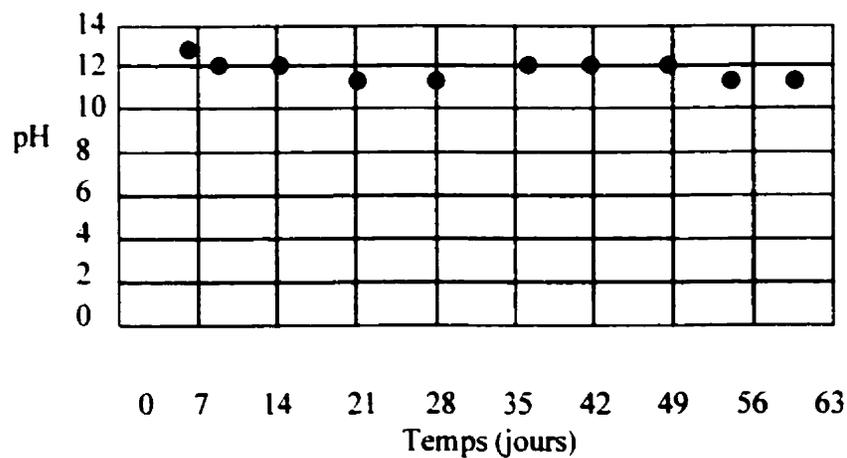


Figure 6.6 - Résultats des mesures de pH après lixiviation des boues rouges

6.4.6 Granulométrie

La courbe granulométrique des boues rouges a été obtenue à l'aide d'un appareil microtrak. La courbe granulométrique obtenue est présentée à la figure 6.7. Les boues rouges sont composées de particules très fines.

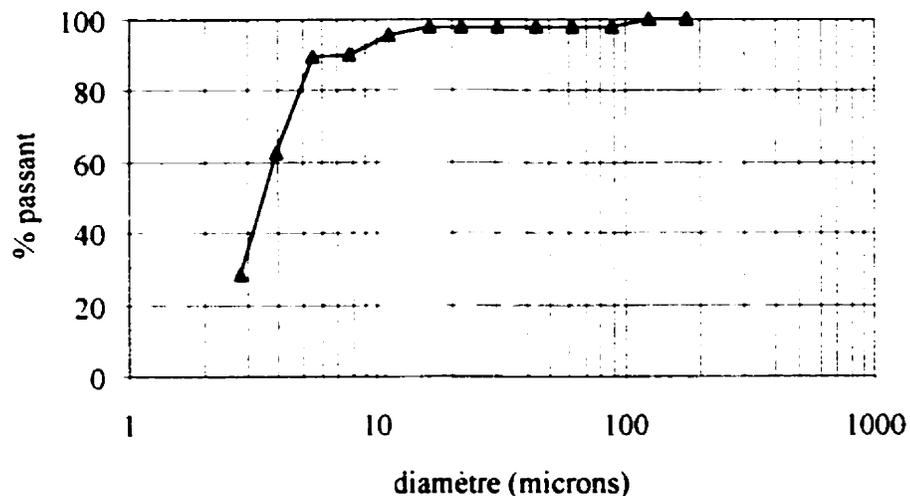


Figure 6.7 - Courbe granulométrique des boues rouges

6.5 Mélange de résidus miniers et de poussières de four de cimenterie

Les couches de matériaux fins compactés à l'intérieur de la halde composite pourraient être un mélange de résidus miniers générateurs de drainage minier acide et de poussières de four de cimenterie. Les caractéristiques hydrauliques et capillaires sont présentées dans cette section. Sur le terrain, ce mélange pourrait être fait de différentes manières, en fonction de considérations techniques. En laboratoire, nous avons mélangé les résidus miniers secs et les poussières de four et nous leur avons ensuite ajouté de l'eau.

Un dosage initial a été estimé suivant des considérations économiques et selon le potentiel chimique des produits à mélanger. La valeur de 10% a été choisi selon ces bases initialement et d'après les résultats des essais, nous n'avons pas jugé nécessaire de travailler avec d'autres dosages à ce stade-ci de l'étude. Nous sommes cependant conscient que ce dosage pourra être optimisé lors de recherches futures.

6.5.1 Paramètres de compactage

L'essai de compactage a été réalisé selon les spécifications de la norme BNQ-2501-250 (méthode A). Il a été réalisé sur un mélange de résidus miniers et de poussières de four de cimenterie. Le dosage était de 10% de poussières de four par rapport à la masse de résidus miniers. Les résultats obtenus sont présentés à la figure 6.8. Sur cette figure, on remarque que l'optimum est obtenu à une teneur en eau d'environ 18,5% et à une masse volumique sèche de 1722 kg/m³. À l'optimum, le degré de saturation en eau du sol est d'environ 80%.

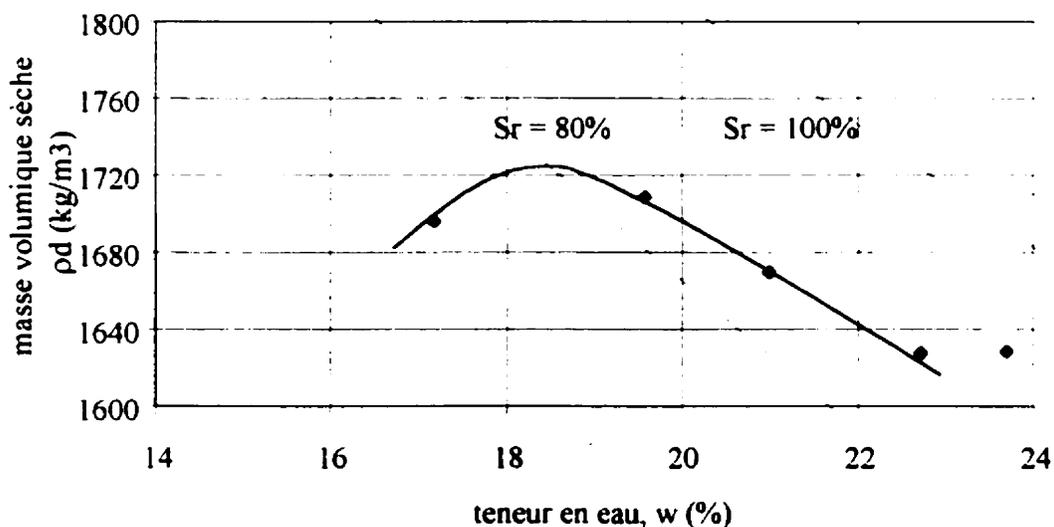


Figure 6.8 - Courbe Proctor modifié pour le mélange de résidus miniers et 10% de poussières de four de cimenterie

6.5.2 *Perméabilité en conditions saturées*

Les essais de perméabilité en conditions saturées ont été réalisés de la même manière que pour les résidus miniers (voir la description à la section 5.16). Les mélanges de résidus miniers et de poussières de four ont été préparés à des teneurs en eau variant de 17% à 23,5% pour vérifier l'influence de la texture du sol sur la perméabilité. Les résultats obtenus sont présentés au tableau 6.7. À une teneur en eau de 15,6%, le sol est compacté du côté sec de l'optimum Proctor et on s'attend à obtenir une texture plus ouverte et une perméabilité plus grande. On a mesuré des perméabilités de $1,1$ à $1,7 \times 10^{-7}$ m/s. La perméabilité mesurée lorsque le sol était mis en place à une teneur en eau de 23% était de $1,1 \times 10^{-7}$ m/s. Pour l'essai intermédiaire, la perméabilité n'est que légèrement plus faible. Les essais confirment que ce matériau développe très peu de macroporosité lorsqu'il est compacté à des degrés de saturation inférieurs à celui à l'optimum. Ils montrent aussi que la perméabilité n'est que faiblement réduite (voir tableau 5.4) par l'ajout de poussières de four. La valeur sans ajout était en effet d'environ 3×10^{-7} m/s pour les mêmes conditions.

6.5.3 *Propriétés capillaires*

Les propriétés capillaires du mélange de résidus miniers et de poussières de four ont été mesurées à l'aide du montage décrit à la section 5.17. Le mélange a été mis en place à une teneur en eau de 19% et une masse volumique sèche de 1715 kg/m^3 , pour une porosité, n , égale à 0,39. Les données expérimentales sont présentées à la figure 6.9. Elles ont aussi servi à calculer les paramètres de Brooks et Corey (1964) (figure 6.10) et de van Genuchten (1980) (figure 6.11). La valeur de λ calculée d'après le modèle de Brooks et Corey (1964) est de 1,4 pour une hauteur capillaire de 10 mètres d'eau. Les paramètres m et n de van Genuchten (1980) sont respectivement égaux à 0,7 et 3,33 et le paramètre α est de $0,05099 \text{ m}^{-1}$. La distribution porosimétrique a été évaluée à partir de la relation de Laplace et elle est présentée à la section 6.6. La pression d'entrée d'air ne semble que très

légèrement supérieure à celle des résidus seuls qui est de 80 kPa, ce qui correspond à la très faible diminution de perméabilité.

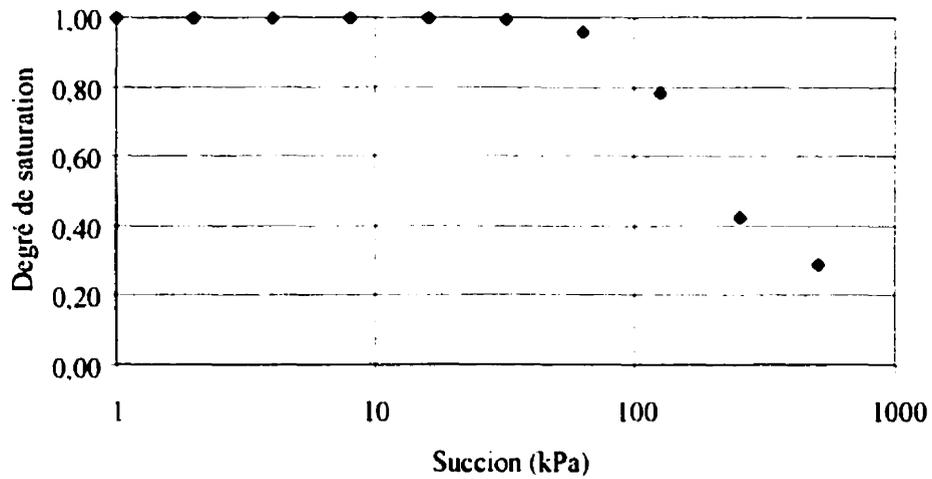


Figure 6.9 - Courbe capillaire pour les résidus miniers et 10% de poussières de four de cimenterie

Tableau 6.7 - Résultats des essais de perméabilité en conditions saturées pour les mélanges de résidus miniers et 10% de poussières de four de cimenterie

Conditions initiales	Indices des vides	Coefficient de perméabilité (m/s)
w = 15,6%	e = 0,633	$1,7 \times 10^{-7}$
$\rho_s = 1721 \text{ kg/m}^3$	e = 0,627	$1,7 \times 10^{-7}$
e = 0,63	e = 0,614	$1,1 \times 10^{-7}$
Sw = 0,68	e = 0,608	$1,3 \times 10^{-7}$
w = 19,8%	e = 0,579	$9,1 \times 10^{-8}$
$\rho_s = 1715 \text{ kg/m}^3$	e = 0,566	$8,5 \times 10^{-8}$
e = 0,64	e = 0,553	$7,9 \times 10^{-8}$
Sw = 0,87		
w = 23,4%	e = 0,688	$1,1 \times 10^{-7}$
$\rho_s = 1625 \text{ kg/m}^3$	e = 0,687	$1,1 \times 10^{-7}$
e = 0,73		
Sw = 0,90		

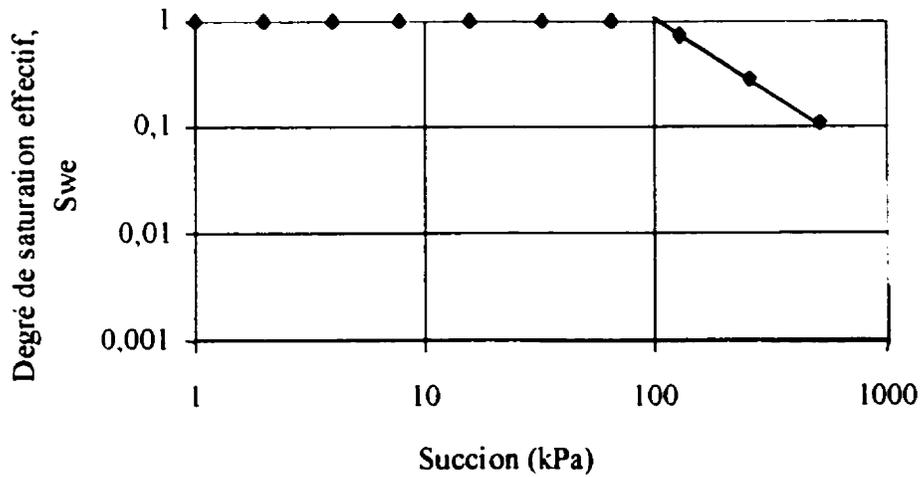


Figure 6.10 – Propriétés capillaires mesurées en laboratoire et évaluées à partir du modèle de Brooks et Corey (1964) pour le mélange de résidus miniers et de poussières de four de cimenterie

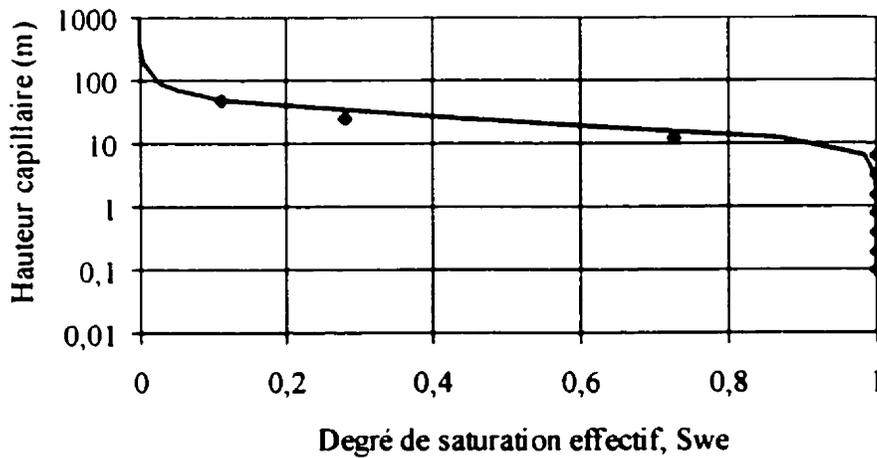


Figure 6.11 - Propriétés capillaires mesurées en laboratoire et évaluées à partir du modèle de van Genuchten (1980) pour le mélange de résidus miniers et des poussières de four de cimenterie

6.5.4 Perméabilités relatives à l'air et à l'eau

Les perméabilités relatives à l'air et à l'eau ont été évaluées à partir du modèle de Mualem (1976). Les résultats sont montrés à la figure 6.12.

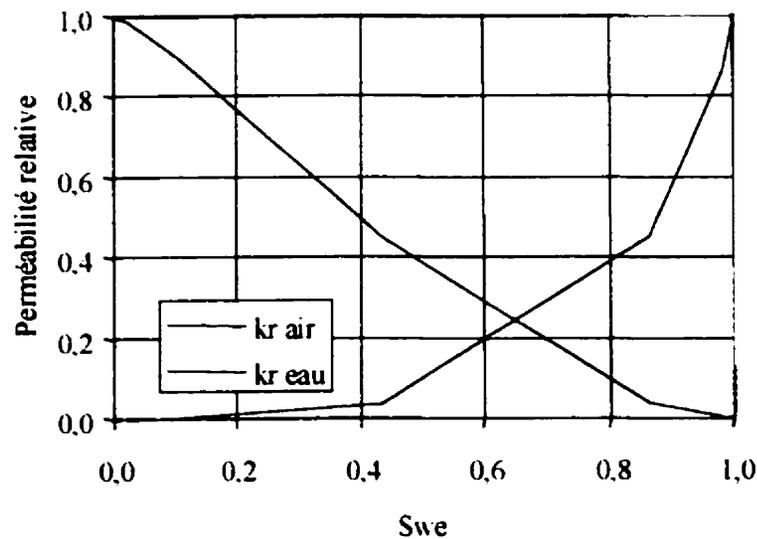


Figure 6.12 - Perméabilités relatives à l'air et à l'eau du mélange de résidus miniers et de poussières de four de cimenterie calculées avec le modèle de Mualem (1976)

6.5.5 Coefficients de diffusion effectifs

Le coefficient de diffusion effectif du mélange de résidus miniers et de poussières de four a été évalué à partir du modèle proposé par Collin (1987) (section 5.20). La courbe obtenue est présentée à la figure 6.13. Rappelons que le modèle de Collin est uniquement basé sur la porosité du sol et le degré de saturation résiduel. Puisque la porosité du mélange de résidus miniers et de poussières de four est peu différente de celle des résidus miniers uniquement (0,39 et 0,40 respectivement), les coefficients de diffusion effectifs sont à toutes fins pratiques, les mêmes (voir figure 5.16).

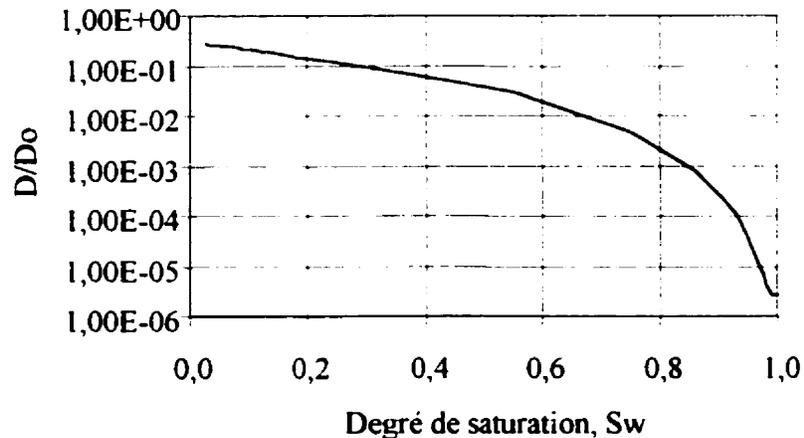


Figure 6.13 - Variation du coefficient de diffusion effectif avec le degré de saturation calculé selon le modèle de Collin (1987) pour le mélange de résidus miniers et de poussières de four de cimenterie

6.5.6 Analyse et discussion

L'idée d'ajouter des poussières de four de cimenterie dans les résidus miniers est très prometteuse. Que ce soit au point de vue chimique ou au point de vue hydraulique et capillaire, les avantages sont importants. L'ajout de seulement 10% de poussières de four dans un mélange de résidus miniers raffine la porosité du mélange et permet d'améliorer légèrement les propriétés capillaires. Les avantages majeurs se situent au niveau chimique. Leur fort potentiel de neutralisation est un avantage majeur et pourrait empêcher l'apparition de DMA dans les couches de matériaux fins et les stériles. La section 6.7 présente les résultats de lixiviation obtenus lorsque des mélanges étaient réalisés.

6.6 Mélange de résidus miniers et de boues rouges

Les couches de matériaux fins compactés à l'intérieur de la halde pourraient être fabriquées à partir d'un mélange de résidus miniers, générateurs de DMA, et de boues rouges, fortement alcaline. Les caractéristiques hydrauliques et capillaires sont présentées dans cette section.

6.6.1 Paramètres de compactage

L'essai de compactage modifié a été réalisé conformément à la norme BNQ-2501-250 méthode A sur un mélange de résidus miniers et de 10% de boues rouges. Les résultats sont montrés à la figure 6.14. Sur cette figure, on remarque que l'optimum Proctor est atteint pour une valeur de teneur en eau d'environ 18% et une masse volumique sèche de 1755 kg/m³.

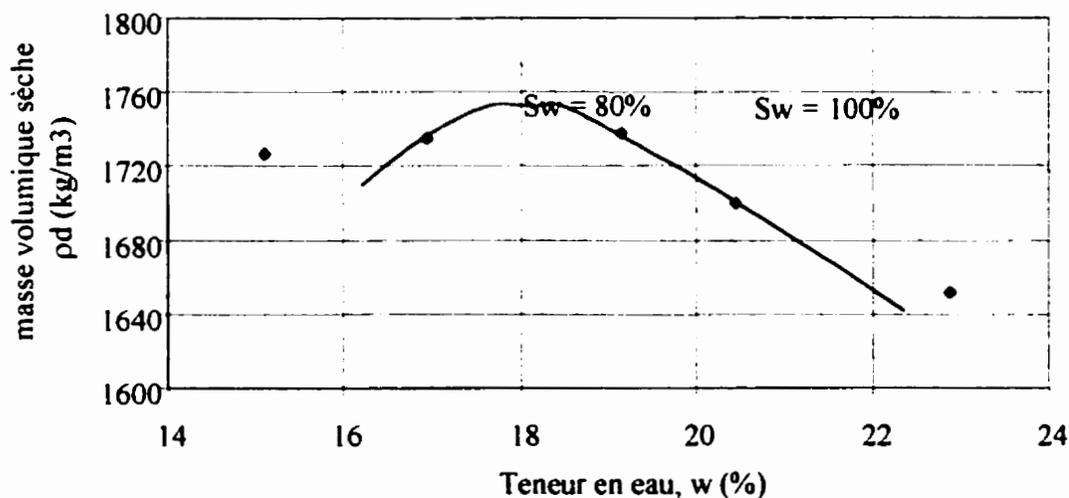


Figure 6.14 - Courbe Proctor modifiée pour le mélange de résidus miniers et de boues rouges

6.6.2 Perméabilité en conditions saturées

La mesure de la perméabilité en conditions saturées a été réalisée sur des mélanges représentant une plage de teneur en eau variant de 19,6 à 24,4%. Les

essais ont donc tous été réalisés du côté humide de l'optimum Proctor. En moyenne, la perméabilité en conditions saturées est de l'ordre de 1×10^{-7} m/s avec une tendance à la baisse lorsque la teneur en eau de compactage augmente. Là aussi, on observe une légère réduction de la perméabilité par rapport aux résidus seuls. Les résultats sont présentés au tableau 6.8.

Tableau 6.8 - Résultats des essais de perméabilité en conditions saturées pour les mélanges de résidus miniers et de 10% de boues rouges

Conditions initiales	Indices des vides	Coefficient de perméabilité (m/s)
w = 19,6%	e = 0,657	$1,3 \times 10^{-7}$
$\rho_d = 1767 \text{ kg/m}^3$	e = 0,633	$1,5 \times 10^{-7}$
e = 0,65	e = 0,592	$1,4 \times 10^{-7}$
Sw = 0,88		
w = 23,6%	e = 0,709	$1,1 \times 10^{-7}$
$\rho_d = 1650 \text{ kg/m}^3$	e = 0,681	$9,8 \times 10^{-8}$
e = 0,76	e = 0,644	$7,9 \times 10^{-8}$
Sw = 0,91		
w = 24,4%	e = 0,659	$7,0 \times 10^{-8}$
$\rho_d = 1659 \text{ kg/m}^3$	e = 0,633	$6,0 \times 10^{-8}$
e = 0,73	e = 0,598	$4,8 \times 10^{-8}$
Sw = 0,96		

6.6.3 Propriétés capillaires

Les propriétés capillaires ont été évaluées à l'aide du montage décrit à la section 5.17. Les résultats sont montrés à la figure 6.15. Les figures 6.16 et 6.17 présentent les valeurs expérimentales et les courbes théoriques calculées selon les

modèles de Brooks et Corey (1964) et de van Genuchten (1980) respectivement. Les paramètres de Brooks et Corey ont été évalués à $\lambda = 0,56$ pour une hauteur capillaire de 10 mètres d'eau. Les paramètres de van Genuchten m et n sont respectivement de 0,5 et 2 et le paramètre α est de $0,05099 \text{ m}^{-1}$.

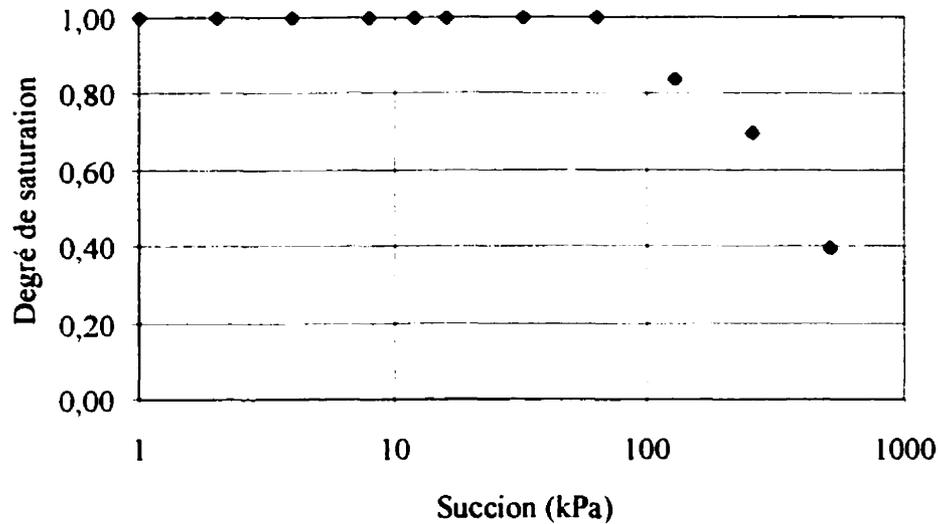


Figure 6.15 - Résultats expérimentaux des essais capillaires pour le mélange de résidus miniers et de boues rouges

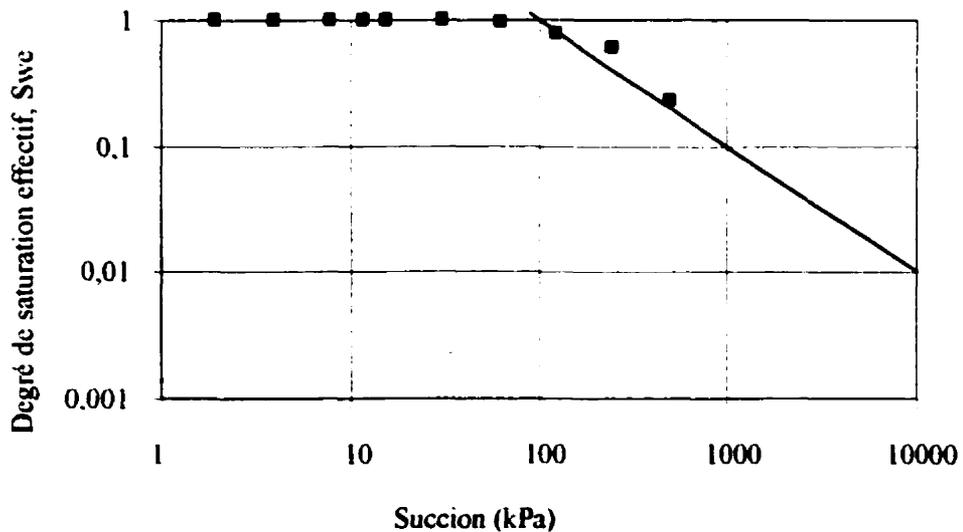


Figure 6.16 – Propriétés capillaires mesurées en laboratoire et évaluées à partir du modèle de Brooks et Corey (1964) pour le mélange de résidus miniers et de boues rouges

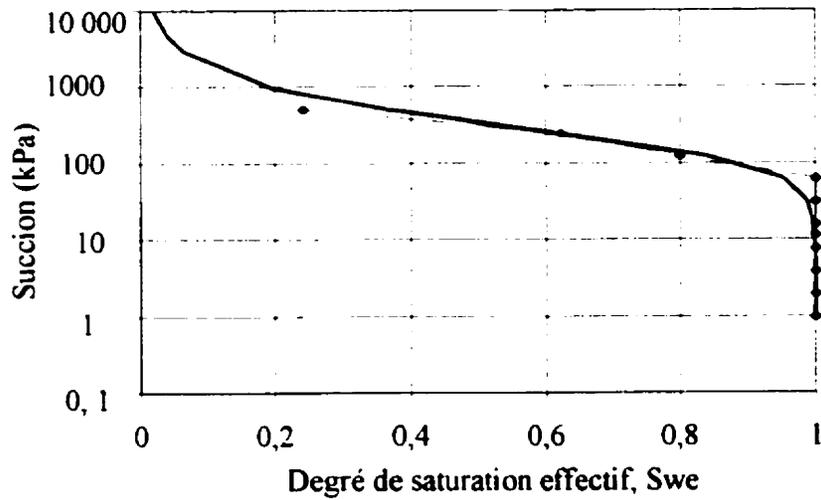


Figure 6.17 - Propriétés capillaires mesurées en laboratoire et évaluées à partir du modèle de van Genuchten (1980) pour le mélange de résidus miniers et de boues rouges

6.6.4 Perméabilités relatives à l'air et à l'eau

Les perméabilités relatives à l'air et à l'eau ont été évaluées à l'aide du modèle de Mualem (1976). Les résultats sont présentés à la figure 6.18.

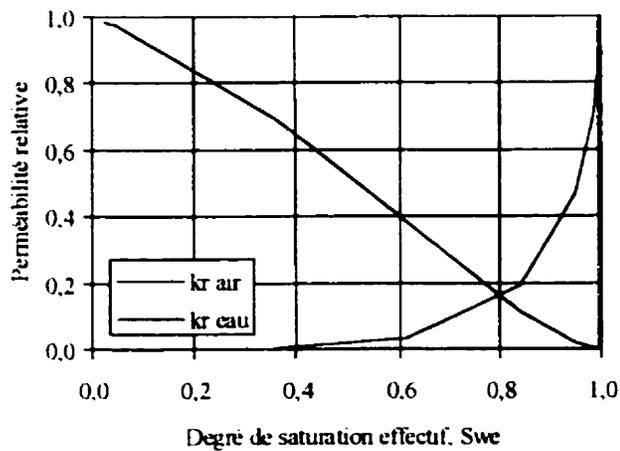


Figure 6.18 - Perméabilités relatives à l'air et à l'eau calculées avec le modèle de Mualem (1976)

6.6.5 Coefficients de diffusion effectifs

Les coefficients de diffusion effectifs ont été évalués à partir du modèle élaboré par Collin (1987). La courbe obtenue du coefficient de diffusion effectif en fonction du degré de saturation est présentée à la figure 6.19.

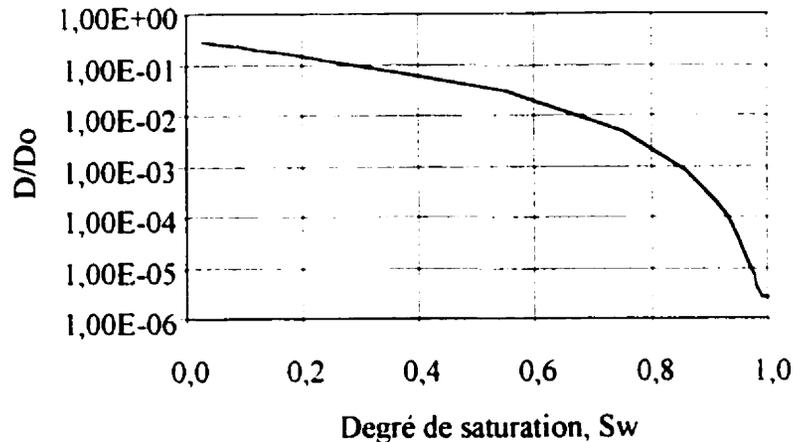


Figure 6.19 - Variation du coefficient de diffusion avec le degré de saturation (modèle de Collin (1987)) pour le mélange de résidus miniers et de boues rouges

6.6.6 Analyse et discussion

L'utilisation d'un mélange de boues rouges et de résidus miniers acidogènes pour fabriquer des barrières dans la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches est très intéressante. Sur le plan physique, l'ajout de boues rouges permet d'obtenir un mélange ayant des propriétés capillaires légèrement améliorées et une plus faible perméabilité ce qui favorise donc une diminution de l'infiltration de l'eau à travers la barrière. Sur le plan chimique, les valeurs de pH élevées associées à l'utilisation des boues rouges favoriseront l'inhibition du drainage minier acide à l'intérieur même de la barrière et aideront à prévenir celui pouvant avoir lieu dans les couches de stériles. De plus, si jamais il y a oxydation des sulfures contenus dans les stériles et qu'il y a lixiviation de métaux, lors de leur passage dans la membrane, le pH élevé favorisera la

précipitation des ions métalliques, empêchant ainsi qu'ils se retrouvent dans les eaux de drainage. La section 6.7 présente les résultats de lixiviation obtenus sur les mélanges.

6.7 Comparaison entre les différents matériaux fins - propriétés physiques

La figure 6.20 présente les trois courbes granulométriques des matériaux proposés pour la fabrication des membranes dans la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches. On remarque que les résidus miniers sont ceux qui possèdent les particules les plus grossières. Les poussières de four de cimenterie et les boues rouges sont, quant à elles, plus fines ce qui devrait permettre un raffinement de la porosité lorsque mélangé avec les résidus miniers. En effet, la figure 6.21 montre la distribution porosimétrique des résidus miniers et des résidus miniers mélangés avec les deux produits. On voit bien que l'ajout de poussières de four ou de boues rouges a permis de diminuer légèrement la taille des pores. Cette diminution de la taille des pores est un avantage important. On a vu, en particulier, qu'elle permet une légère réduction des coefficients de perméabilité et une légère augmentation de la pression d'entrée d'air, deux des éléments qui réduisent l'apport en oxygène.

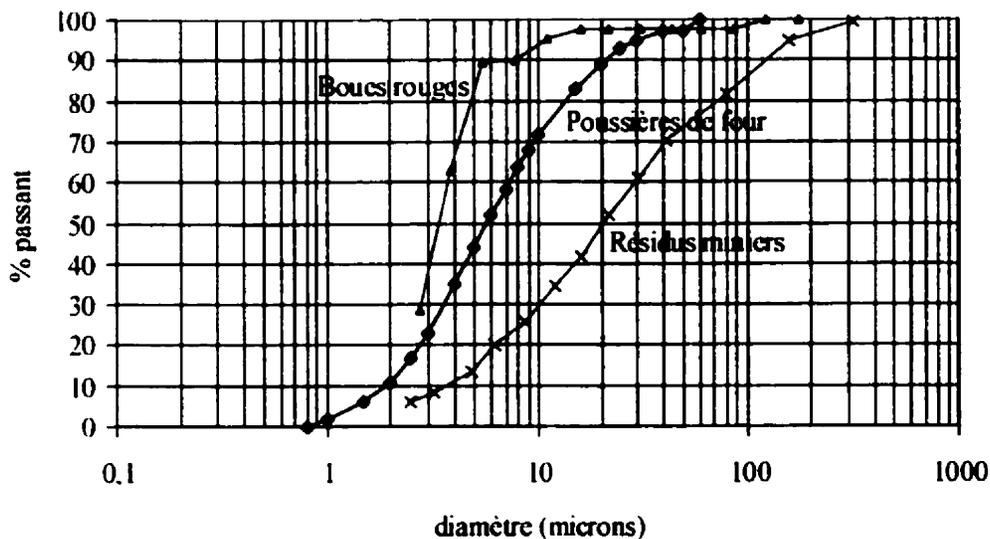


Figure 6.20 - Comparaison entre les distribution granulométrique des résidus miniers, des poussières de four et des boues rouges

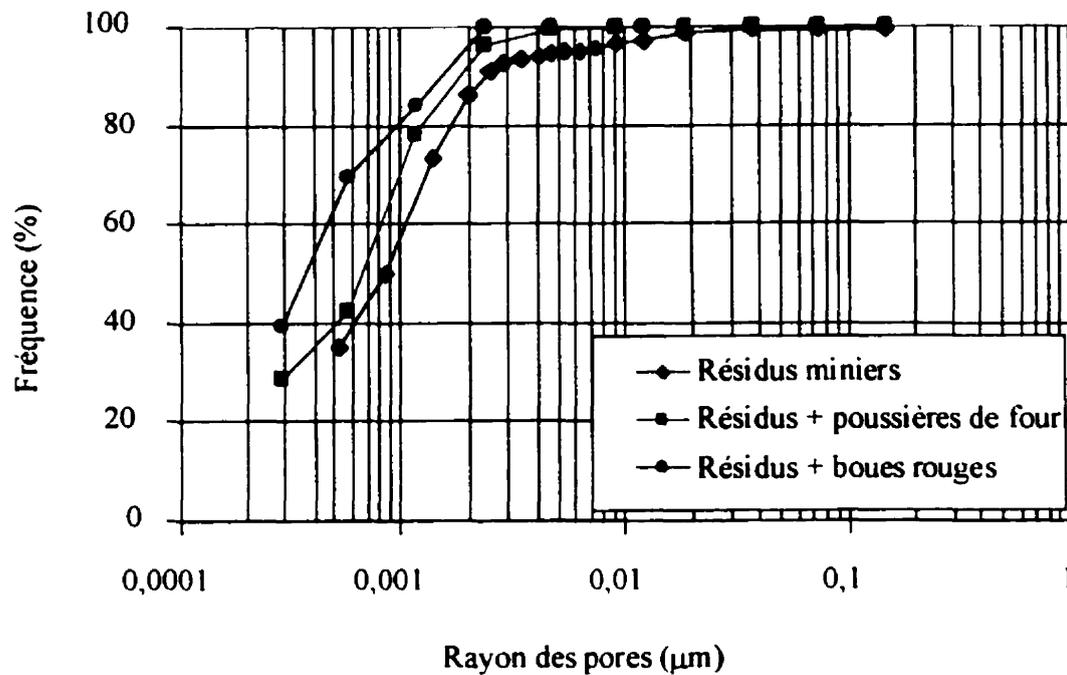


Figure 6.21 - Comparaison entre les distributions porosimétriques des résidus miniers et des mélanges avec poussières de four et boues rouges

Diffusion de l'oxygène dans les couches neutralisées

Les couches de résidus miniers auxquelles on ajoute des matériaux basiques seront théoriquement neutralisées et il ne devrait pas y avoir oxydation de la pyrite et formation d'acide. Ainsi, il devient intéressant de connaître le flux d'oxygène capable de circuler au travers la membrane et aussi de calculer l'efficacité de cette dernière. Puisque le coefficient de diffusion effectif est le même pour les couches fabriquées avec l'un ou l'autre des résidus basiques, les calculs suivants s'appliquent dans les deux cas. On sait cependant que parce que la distribution porosimétrique de la couche fabriquée avec les boues rouges est légèrement plus fine que celle fabriquée avec les poussières de four, les coefficients de diffusion effectifs devraient par conséquent être inférieurs pour le mélange avec les boues rouges. Cependant, le modèle de Collin (1987) ne tient pas vraiment compte des propriétés capillaires des matériaux mais seulement de la porosité. On sait par contre que ce modèle n'est valide que pour une catégorie de matériau soit les matériaux

silteux tels que les résidus miniers. Il n'existe pas de modèle mathématique pour le calcul du coefficient de diffusion effectif qui tienne compte des propriétés capillaires.

On sait que le flux d'oxygène dans un milieu poreux est donné par la première loi de Fick. Plus le coefficient de diffusion effectif est faible et moins il y a d'oxygène capable de diffuser à travers la couche de matériaux fins. La performances des couches est donc fortement reliée à cette propriété. Le coefficient de diffusion effectif a déjà été évalué à partir du modèle de Collin (1987). Il est donc maintenant possible d'évaluer le flux d'oxygène pour différents degrés de saturation. Si on considère que la concentration d'oxygène à l'interface entre les résidus miniers neutralisés par les poussières de four et les stériles est très faible, on peut calculer le flux d'oxygène à l'aide de l'équation suivante :

$$F = D_e (C_0 / L) \quad (6.1)$$

où F est le flux d'oxygène (m/s), L est l'épaisseur de la couche et C_0 est la concentration d'oxygène à la surface de la couche. La figure 6.22 montre le flux d'oxygène qui circule à travers la couche compactée en fonction du coefficient de diffusion effectif, qui est aussi fonction du degré de saturation.

On peut aussi calculer l'efficacité de la couche de résidus miniers compactés quant au passage de l'oxygène. On utilise l'équation de Nicholson et al. (1989) :

$$E_c = \sqrt{k_{ox} D_{e,steriles} (L / D_{e,couche})} + 1 \quad (6.2)$$

où k_{ox} est le taux d'oxydation des stériles (24 a^{-1} selon Lefebvre, 1994), $D_{e,steriles}$ est le coefficient de diffusion effectif des stériles ($65.2 \text{ m}^2/\text{a}$ selon Lefebvre, 1994), L est l'épaisseur de la couche de matériaux fins (1 mètre) et $D_{e,couche}$ est le coefficient de diffusion effectif de la couche de matériaux fins (fonction du degré de saturation). Le

tableau 6.9 présente l'efficacité de la couche de matériaux fins pour différentes valeurs du degré de saturation, correspondant à différentes valeurs de coefficient de diffusion.

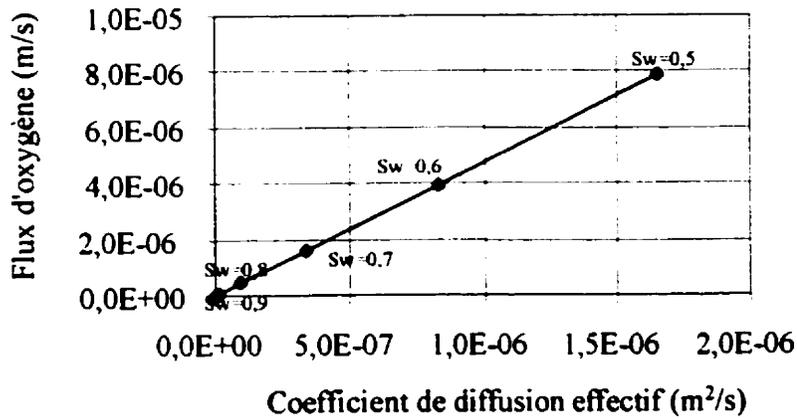


Figure 6.22 - Calcul du flux d'oxygène en fonction de la valeur du coefficient de diffusion effectif pour une couche de 1 mètre d'un mélange de résidus miniers et de poussières de four

Tableau 6.9 - Calcul de l'efficacité du mélange de résidus miniers et de poussières de four pour différents degrés de saturation

Coefficient de diffusion D_c (m ² /s)	Saturation en eau S_w	Efficacité de la couche E_c
7.061×10^{-9}	0,95	178,5
5.398×10^{-8}	0,90	24,2
4.596×10^{-7}	0,80	3,7
1.615×10^{-6}	0,70	1,8
3.938×10^{-6}	0,60	1,3
7.866×10^{-6}	0,50	1,2

6.8 Comparaison entre les différents matériaux fins - propriétés chimiques

Des essais de lixiviation ont été entrepris pour connaître l'évolution du pH et de la teneur en métaux dans les eaux ayant circulé à travers les différents matériaux superposés de plusieurs manières. Les figures 6.23 à 6.28 présentent l'évolution du pH pour différentes combinaisons.

6.8.1 *Influence des poussières de four de cimenterie*

La figure 6.23 présente l'évolution du pH de l'eau ayant percolée à travers les poussières de four de cimenterie puis les résidus miniers. L'eau distillée était d'abord introduite dans les poussières puis après y avoir circulé, un premier point de mesure était fait. Puis, l'eau circulait à travers les résidus miniers et un second point de mesure en aval permettait de caractériser les eaux de drainage. La quantité de poussières de four dans le premier entonnoir était de 640 g et la quantité de résidus miniers dans le second était de 1600 g. Le débit d'alimentation en eau distillée était de 0,08 ml/min.

Sur la figure 6.23, on remarque que l'eau ayant circulé à travers les poussières de four a son pH qui passe de 13 au tout début des essais pour descendre progressivement jusqu'à 9. Cette eau, fortement basique a ensuite circulé dans les résidus miniers et bien qu'au début de l'essai, le pH fût relativement neutre, il y a eu une remontée et le pH final correspondait à celui à la sortie des poussières de four. On peut donc conclure que pour la durée de l'essai, les résidus miniers n'ont subi aucun drainage minier acide et que les réaction d'oxydation ont été ralenties par l'apport en eaux basiques provenant de la dissolution de la chaux et des carbonates des poussières de four.

L'essai présenté à la figure 6.24 est l'inverse de celui présenté à la figure 6.23. Cette fois, l'eau circule d'abord dans les résidus miniers puis dans les poussières

de four. Les points noirs indiquent le pH des eaux de drainage ayant circulé à travers les résidus miniers seulement. Le pH varie donc entre 4 et 7 ce qui peut indiquer qu'il y a oxydation des métaux sulfureux mais que vu la courte durée de l'essai, le drainage minier acide n'a pas vraiment eu le temps de se produire. L'eau en provenance des résidus miniers a ensuite circulé à travers les poussières de four. Cette fois le pH final est fortement basique et se situe, pour les 50 premiers jours, au dessus de 12. Il est difficile d'expliquer à priori ce phénomène.

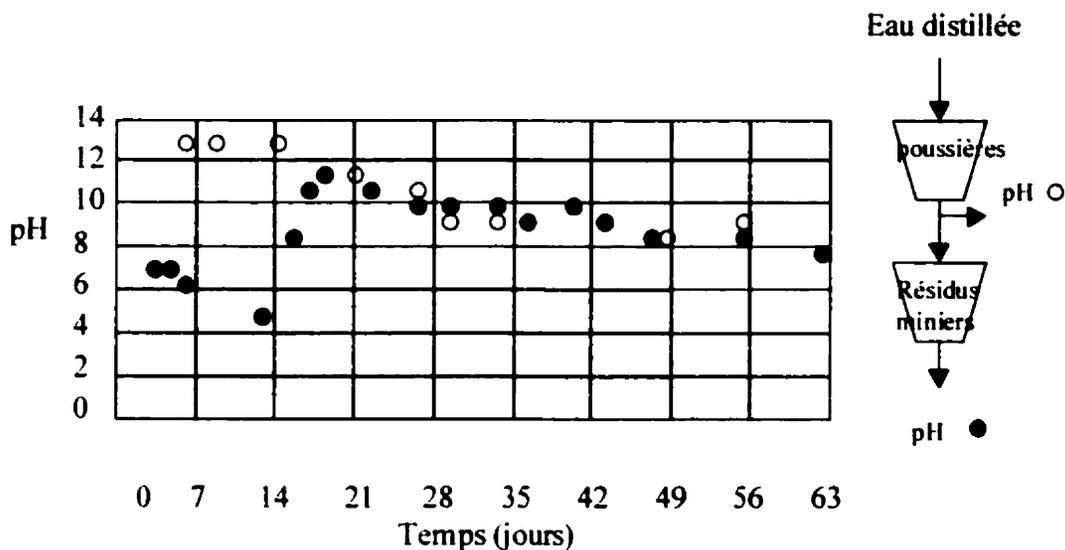


Figure 6.23 - Essais de lixiviation - l'eau passe d'abord par les poussières de four de cimenterie puis par les résidus miniers

Les résultats présentés à la figure 6.25 correspondent à deux essais différents. Les points noirs représentent le pH de l'eau ayant circulé à travers les résidus miniers seulement et les points blancs représentent le pH de l'eau ayant circulé à travers un mélange de poussières de four et de résidus miniers dans un rapport de 10%. Les essais ne se sont pas échelonnés sur une période suffisamment longue pour que nous puissions avoir une bonne idée du potentiel de neutralisation des poussières de four. Le pH avec ou sans poussières est sensiblement le même ce qui indique qu'il y a bien eu dissolution de certaines phases sans pour autant qu'il y ait apparition évidente de drainage minier acide.

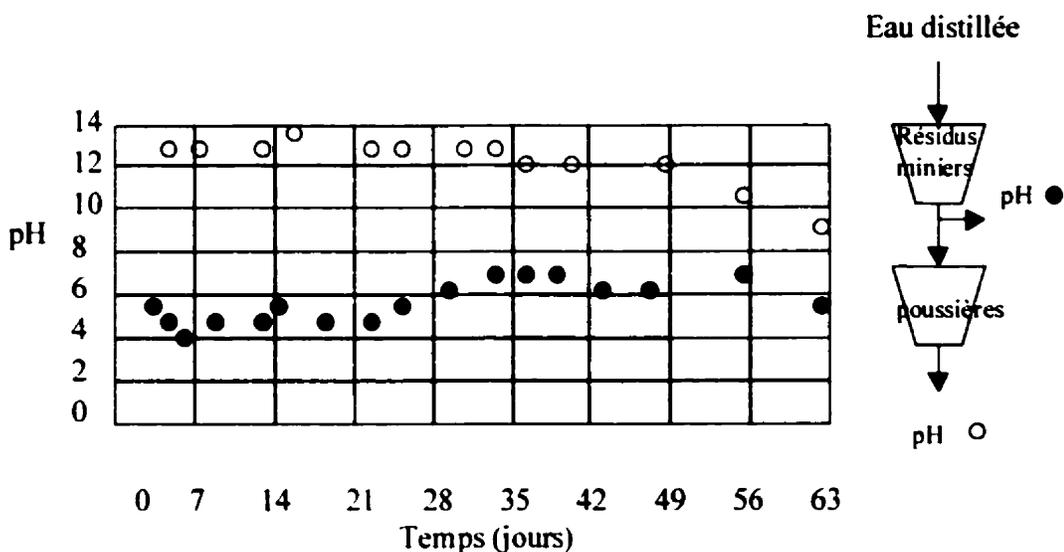


Figure 6.24 - Essais de lixiviation – l'eau passe par les résidus miniers puis par les poussières de four de cimenterie

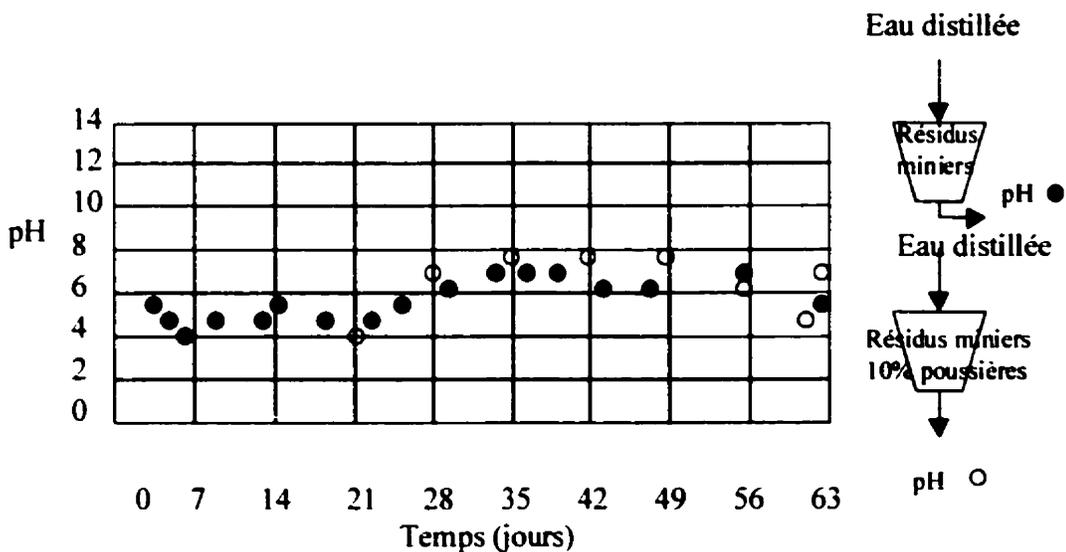


Figure 6.25 - Essais de lixiviation – essais comparatifs pour l'eau qui circule à travers les résidus miniers avec et sans poussières de cimenterie

6.8.2 *Influence des boues rouges*

Les figures 6.26 à 6.28 montrent l'influence de l'utilisation des boues rouges sur une période de 63 jours d'essais. La quantité de résidus miniers dans les entonnoirs était de 1600 g et celle des boues rouges était de 2092 g (humide). Un débit d'eau distillée de 0,08 ml/min alimentait les entonnoirs en tout temps.

La figure 6.26 présente les essais de lixiviation où l'eau circulait d'abord par les boues rouges (points blancs) puis à travers les résidus miniers (points noirs). L'eau qui percole à travers les boues rouges a un pH très élevé de l'ordre de 11 à 13. Les boues rouges contiennent une forte concentration en NaOH qui provient du procédé Bayer (procédé qui sert à extraire l'alumine de la bauxite) et c'est la dissolution en ions sodium et hydroxyle qui explique ce pH élevé. L'eau fortement basique circule ensuite dans les résidus miniers. Après 28 jours, le pH est légèrement acide pour finalement se stabiliser autour de 8 jusqu'à la fin de l'essai. On aurait pu penser que le pH final serait beaucoup plus élevé mais le passage d'une eau très basique dans un milieu où la production d'acide est éminente semble neutraliser ce « drainage basique », probablement en favorisant la précipitation des ions hydroxyle.

La figure 6.27 présente les résultats du pH de l'eau qui a d'abord percolé à travers les résidus miniers puis à travers les boues rouges. Le pH de l'eau circulant à travers les résidus miniers est relativement neutre mis à part les deux premières semaines où il était acide. Puis cette eau circule à travers les boues rouges où cette fois, elle devient carrément basique avec des valeurs oscillant entre 11 et 13. Contrairement à la procédure précédente, les ions hydroxyles ne peuvent précipiter et se retrouvent donc dans les eaux de drainage, ce qui a pour effet de remonter le pH.

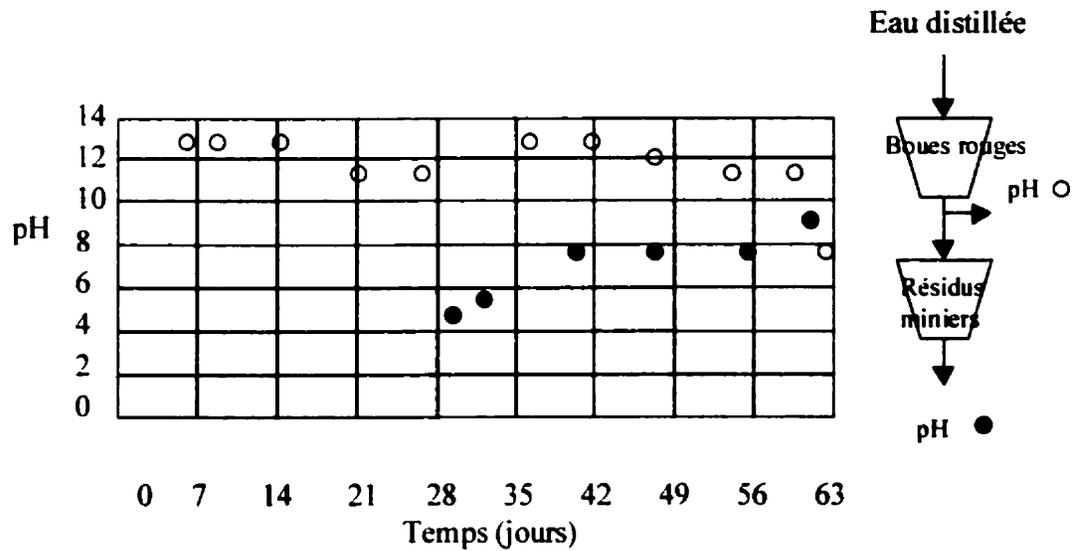


Figure 6.26 - Essais de lixiviation - l'eau passe d'abord par les boues rouges puis par les résidus miniers

La figure 6.28 présente les résultats de deux essais. Dans le premier essai, l'eau circulait uniquement à travers les résidus miniers. Ce sont les mêmes résultats que ceux présentés aux figures précédentes mais nous les représentons pour fins de comparaison. Le deuxième essai montre les valeurs du pH de l'eau ayant circulé à travers un mélange de résidus miniers et de boues rouges à 10%. Les résultats montrent que le fait d'ajouter 10% de boues rouges à des résidus miniers acidogènes ne modifie pas le pH des eaux de drainage à court terme. Il faut mentionner que le drainage minier acide n'était pas encore amorcé dans les résidus miniers à cause de la trop courte durée des essais.

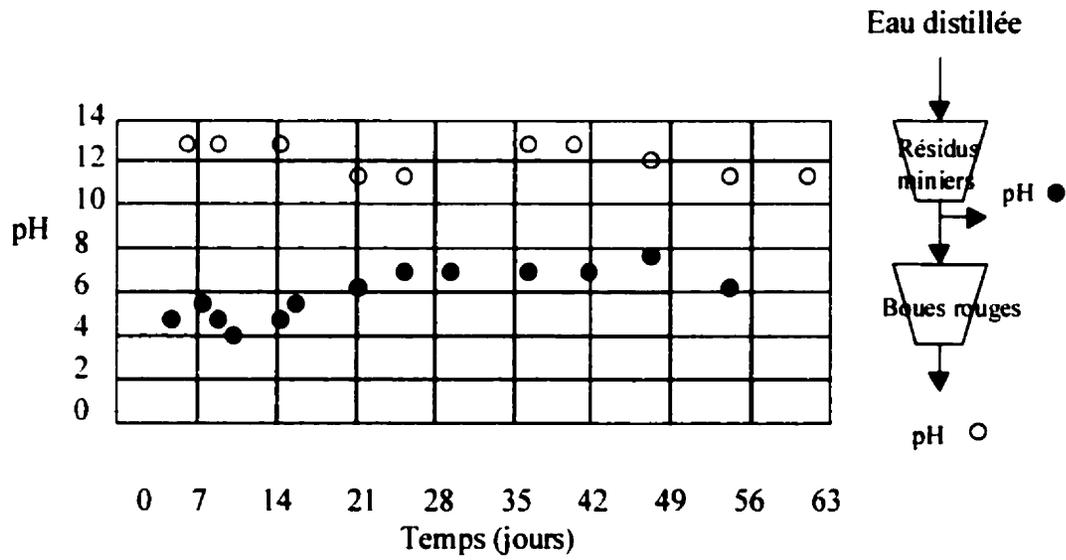


Figure 6.27 - Essais de lixiviation – l'eau passe par les résidus miniers puis par les boues rouges

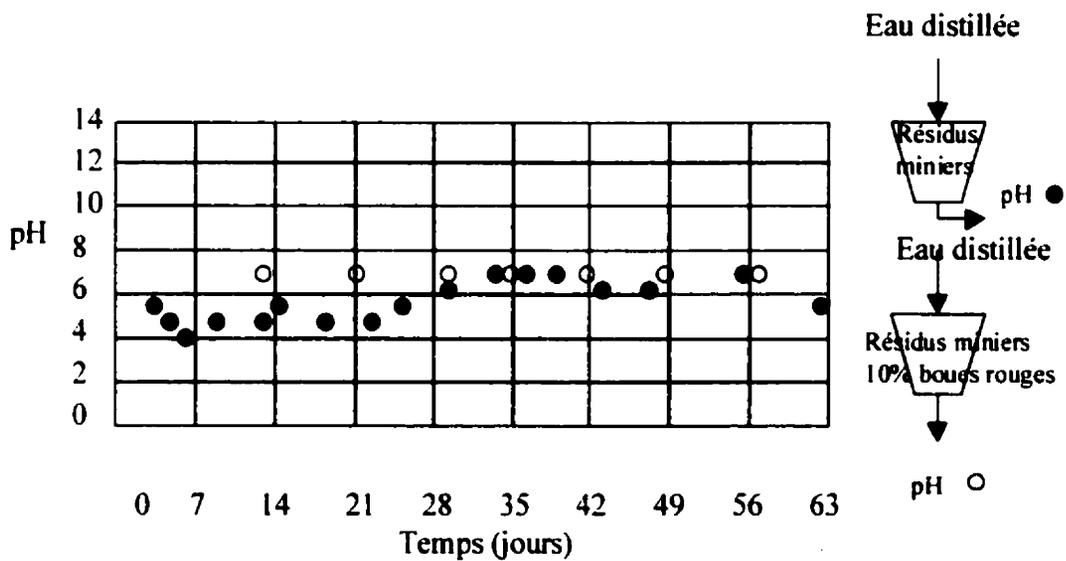


Figure 6.28 - Essais de lixiviation – essais comparatifs pour l'eau qui circule à travers les résidus miniers avec et sans boue rouge

6.9 Conclusion

Le fait d'ajouter des boues rouges ou des poussières de four de cimenterie à une teneur de 10% par rapport aux résidus miniers a une action à deux niveaux : sur les propriétés physiques et sur les propriétés chimiques. Sur les propriétés physiques (perméabilité, propriétés capillaires, distribution porosimétrique), de très légères améliorations ont été observées mais il n'y a, à tout le moins, aucun inconvénient à ajouter des matériaux fins. Au niveau des essais de lixiviation, rien n'indique que le mélange de produits basiques et de résidus miniers acidogènes pourrait avoir un impact négatif au point de vue environnemental. Au contraire, tout porte à croire que l'ajout de produit basiques pourrait aider à la précipitation de métaux ayant pu être relargués à cause de l'oxydation des sulfures. Cependant, vu la courte durée des essais, il faut être prudent quant à l'interprétation à plus ou moins long terme de ces essais. Une étude approfondie est présentement en cour à l'Université Laval quant à la lixiviation de produits sous différentes conditions.

CHAPITRE VII

ESSAIS EN LABORATOIRE DE LA MÉTHODE D'ENTREMÈLEMENT PAR COUCHES

7.1 Introduction

La méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches a été simulée en laboratoire dans des conditions contrôlées afin de tenter de comprendre l'interaction chimique pouvant se produire entre les différents constituants, soient les résidus miniers, les stériles et les additifs basiques mais aussi pour vérifier l'efficacité des matériaux à laisser passer l'oxygène. La description du montage utilisé est faite dans les deux articles scientifiques présentés dans ce chapitre. On y retrouve aussi la description des matériaux utilisés, les essais physiques et chimiques et les résultats de laboratoire.

1.1 Article 1 – Layered Co-Mingling for the Construction of Waste Rock Piles as a Method to Mitigate Acid Mine Drainage – Laboratory Investigations

Cet article présente les résultats de deux colonnes expérimentales, soit la colonne témoin qui ne contenait que des stériles miniers et la colonne où la méthode d'empilement par couches a été simulée en intercalant à travers les stériles, des couches de résidus miniers non oxydés et compactés. Les deux colonnes étaient alimentées en eau distillée par le sommet et les eaux de drainage étaient récoltées à la base puis analysées. On sait qu'un des éléments clé du DMA est la présence de bactéries. À cet effet, le nombre de bactéries présentes dans les stériles et dans les résidus miniers a été évalué à la fin des essais.

Les résultats obtenus en laboratoire démontrent le potentiel favorable de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches. Un des principaux rôles de la couche de matériaux fins compactés est de limiter la circulation de l'oxygène. Des mesures de teneur en oxygène dans les couches de matériaux fins ont bien démontré l'efficacité de la méthode. De plus, puisque l'oxygène n'est plus disponible pour l'oxydation de la pyrite, on remarque une amélioration de la qualité des eaux de drainage par rapport à la colonne témoin où les processus d'oxydation étaient très efficace.

Cet article a été publié dans les proceedings de la cinquième conférence internationale sur le drainage rocheux acide qui s'est tenue à Denver au Colorado en mai 2000. L'article est publié à la page 779.

Article 1 - Layered Co-Mingling for the Construction of Waste Rock Piles as a Method to Mitigate Acid Mine Drainage – Laboratory Investigations

A. Lamontagne, S. Fortin, R. Poulin, N. Tassé, R. Lefebvre

ABSTRACT

This paper presents the results of a laboratory investigation aiming to verify the concept of co-mingling of waste rocks with layers of compacted tailings. Overall, co-mingling is expected to delay the onset and reduce the magnitude of acid mine drainage (AMD) production in waste rock. To demonstrate the efficiency of the method proposed, five different column tests have been set-up. Columns were fed with deionized water at the top and drainage waters were collected and analyzed. Bacteria counts were done on the tailings and waste rocks after the column tests. Permeability in saturated conditions and capillary parameters were measured for the tailings. The results obtained show that the co-mingling method would be effective in mitigating AMD by maintaining nearly water-saturated conditions in compacted tailings, thus reducing oxygen supply in waste rock by preventing thermal air convection and minimizing oxygen advection and diffusion.

INTRODUCTION

Acid mine drainage is the largest environmental problem facing the mining industry. At open pit mines, waste rocks must be disposed of at the mine site. Waste rock is coarse and, unless submerged, are stored in large, partially water-saturated, porous heaps or piles. When sulfides are present in waste rock, acid mine drainage (AMD) can be produced a very short time after placement of the pile. Sulfide oxidation is catalyzed by bacteria and produces acidity which induces leaching of metals. The oxidation of sulfides (generally pyrite) is highly exothermic leading to high temperatures within the piles. The

transfer of oxygen in the pile is enhanced by thermal convection, in addition to gaseous diffusion. When the process of AMD production has started, it is very difficult, even impossible to stop.

The method presented in this paper aims to mitigate the production of AMD in a waste rock pile. The final goal is to facilitate the final closure of the mine. This method proposes to limit the transfer of oxygen and water by interlayering some compacted fine material layers in a waste rock pile during its construction. The fine material considered is mine tailings which also needs to be disposed of at mine sites.

ACID MINE DRAINAGE PROCESSES

The most important geochemical process within waste rock dumps is the oxidation of the pyrite present in the rocks. Oxidation involves oxygen consumption, even though the direct oxidant is often ferric iron (Fe^{3+}). A supply of oxygen is thus required to sustain pyrite oxidation. Heat production also occurs since pyrite oxidation is strongly exothermic (11.7 MJ/kg of pyrite oxidized). The release of heat drives temperature up, as high as 70°C at some sites (Gélinas et al., 1992). This increase in temperature is important since it modifies the mechanisms responsible for oxygen transport to oxidation sites. Initially, diffusion is the main process providing oxygen within accumulations of waste rock. Diffusion is driven by gradients in oxygen concentration between the atmosphere and the gas filled pores. In materials of low permeability, such as in mine tailings, diffusion is believed to remain the dominant mean of oxygen transport. However, in higher permeability materials, following an initial increase in temperature, temperature-driven convection currents are generated. The resulting advection is a much more efficient oxygen transport process than diffusion and sustains higher global oxidation rates. Finally, water infiltration occurs through the unsaturated porous material and picks up oxidation components to form an acidic leachate containing high concentrations of sulfate and metals.

In summary, waste rock piles are complex systems involving coupled physical and geochemical processes: multiphase flow, heat transfer, mass transfer in the liquid phase (advection) and in the gas phase (advection and diffusion). Numerical simulation is needed to handle all these processes and understand their interactions (Lefebvre and Gélinas, 1995; Lamontagne et al., 1999) and laboratory tests in columns are required to understand the interactions between all components.

DESCRIPTION OF THE LAYERED CO-MINGLING METHOD FOR THE DISPOSAL OF TAILINGS AND WASTE ROCK

Co-mingling is a method whereby waste rock is codisposed with tailings, the basic premise being that the modified waste material has a lower bulk permeability. The term co-mingling by itself refers to a simple mixing of rock and tailings prior to disposal to produce a new engineered material displaying properties different from those of its constituents. Layered co-mingling, on the other hand, refers to the disposal of waste rock with the addition, at predefined construction stages, of layers of mine tailings. This results in an interlayered material whose bulk properties are different from those of each layer. The layered co-mingling process requires mechanical dewatering of the tailings and some means of transporting them to the disposal area. Dewatering is a prerequisite for compacting the tailings layer, which is necessary to obtain the capillary barrier effect. The layered co-mingling method has several potential advantages over other disposal methods since the fine material layers are barriers to both air and water. It would also apply where both tailings and waste rock are potentially acid generating and where short-term control is essential. Laboratory investigations have shown the potential benefit of the method (Poulin et al., 1996).

DESCRIPTION OF WASTE ROCKS AND TAILINGS

The waste rock used for the laboratory study come from the South Dump of La Mine Doyon, Bousquet Township, Abitibi, Quebec. They are known to be very reactive. The Doyon gold mine operated as an open pit from 1978 until 1989, during which 47 million

tonnes of waste rocks and overburden were excavated. The South Dump was built from 1983 to 1988 with material coming from the main pit. This dump covers approximately 53 hectares and contains an estimated 21 million tonnes of waste rock. The total volume of the dump is estimated at 11,5 million cubic meters, and its average height is 30 m.

The tailings came from the Selbaie mine, located 82 km north-west of Joutel, Abitibi, Quebec. The Selbaie mine is a copper and zinc mine, with silver and gold as by-products. These tailings were chosen because of their typical physical, chemical and mineralogical characteristics. The mine tailings, with a 20 µm median grain-size, correspond to a silty soil (Figure 1).

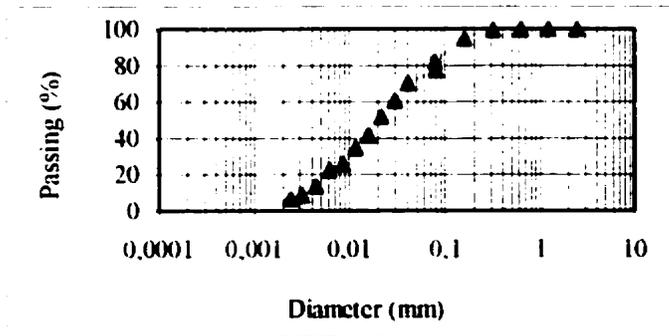


Figure 1 Grain size distribution of the tailings

Since compacted tailings layers are meant to act as a capillary barrier, the soil-water characteristic curve was determined for tailings compacted at a gravimetric water content of 23% and a dry density of 1680 kg/m³ (water saturation, $S_w = 95\%$). Figure 2 presents the experimental data and the curve calculated with the van Genuchten (1980) method. Effective water saturation, s_{we} , is shown on Figure 2 and is defined as :

$$s_{we} = \frac{S_w - S_{wr}}{1 - S_{wr}}$$

where S_w is water saturation and S_{wr} is the residual water saturation. In the present case, S_{wr} was estimated at 0.26. The air entry pressure (pressure at which the soil becomes partly saturated) is in the order of two meters of water, indicating that a layer of tailings approximately one meter thick will act as a capillary barrier and remain saturated under gravity forces if the underlying material is relatively coarse and has a low air entry pressure. This is the situation involved in layered co-mingling where the fine tailings are intercalated with waste rocks, a highly porous and permeable medium. The principles of capillary barriers are broadly explained by Nicholson et al. (1989).

The saturated hydraulic conductivity was measured by a laboratory test with the mine tailings under the same conditions as those used for the evaluation of the soil-water characteristic curve. A value of 1×10^{-7} m/s was found. Table 1 summarizes the physical properties of the tailings.

Table 1 Properties of tailings

Property	Symbol, value and units
Horizontal permeability	$k_h = 1.0 \times 10^{-14} \text{ m}^2$
Vertical permeability	$k_v = 1.0 \times 10^{-14} \text{ m}^2$
Porosity	$n = 0.38$
Solids density	$\rho_s = 2800 \text{ kg/m}^3$
Van Genuchten "m" parameter	$m = 0.549$
Van Genuchten "α" parameter	$\alpha = 0.00008 \text{ Pa}^{-1}$
Residual water saturation	$S_{wr} = 0.26$

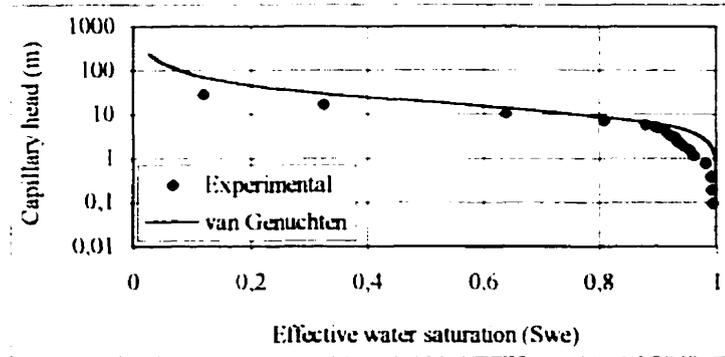


Figure 2 Soil-water characteristic curve of the tailings and van Genuchten model fit

Bulk tailings samples were analyzed by X-ray diffraction. The principal mineralogical phases are illite ($K_xAl_2[Si_{4-x}Al_xO_{10}](OH)_2$), quartz (SiO_2) and muscovite ($KA_2[Si_3AlO_{10}(OH,F)_2]$). Pyrite (FeS_2) is of minor importance. Results of standard acid base accounting tests are presented in Table 2. The mine tailings are clearly acid generating. However, if they are used as layers, they should remain water saturated because of their capillary properties. Under these conditions, oxidation should not proceed at a significant rate, and little acidic drainage should be produced. Mine tailings were fresh and non oxidized when placed in the experimental columns.

Waste rock have also been analyzed by X-ray diffraction and the main mineralogical phases are quartz (SiO_2), clinocllore ($(Mg, Fe, Al)_6(Si, Al)_4O_{10}(OH)_8$), muscovite ($KA_2[Si_3AlO_{10}(OH,F)_2]$), illite ($K_xAl_2[Si_{4-x}Al_xO_{10}](OH)_2$), pyrite (FeS_2) and gypsum ($CaSO_4 \cdot H_2O$). Results of standard acid base accounting tests are also presented in Table 2. The waste rock had been excavated for an unknown period of time and was partially altered when placed in the columns.

Table 2 Results from standard acid base accounting

	WASTE ROCK	TAILINGS
pH	8.5	5.6
Acid production capacity (kg H ₂ SO ₄ /t)	126	136
Acid consumption (kg H ₂ SO ₄ /t)	76.9	3.9
Total sulfur (%)	4.12	4.43
Equivalent concentration (%)	pyrite 7.78	8.36

SET UP OF EXPERIMENTAL COLUMNS

Five columns were prepared for leaching tests. The first was the control column used as a reference. This column contained only La Mine Doyon waste rock. Column 2 was constructed following the scheme of layered co-mingling (Poulin et al., 1996) using waste rock from La Mine Doyon and mine tailings from Les Mines Selbaie. Columns 3 to 5 were constructed with alkaline residues added to tailings. The results from these last three columns are the subject of a future paper.

The clear Plexiglas columns were cylindrical, 2 m high, with a 0.15 m inside diameter (see Figure 3). The columns were open to the atmosphere at the top. Deionized water was applied to the surface at a controlled rate of 115 mL/d using a peristaltic pump. Water had to flow first through glass wool to induce an even water distribution and prevent preferential channel flow. A 0.2 meter thick layer of chemically inert plastic (HDPE) pellets (2 mm in diameter) at the base of columns prevented clogging due to fine particles accumulation. Water was collected at the bottom through a Tygon tubing linked to a

sampling bottle. The sampling bottle was closed and isolated from the laboratory conditions by a trap tube filled with water.

Set up of column 1 will not be discussed any further, since it contained only waste rocks. In column 2, two 0.5 m layers of waste rock alternated with three 0.1 m layers of compacted tailings introduced in three sub-layers. The thickness ratio of waste rock to tailings was 5:1. They were introduced in three sub-layers in order to reach a thickness of 0.1 m/layer. Figure 3 illustrates the set up of column 2. Physical conditions of column 2 layers are presented in Table 3. Note that the tailings were compacted at a high degree of water saturation varying between 88 to 100%.

Table 3 Properties of material layers in columns 1 and 2

Column	Layers	Thickness (m)	Mass water content (%)	Water saturation (%)	Porosity (%)	Global density (kg/m ³)
1	waste rock	1.5	---	---	---	---
2	tailings (top)	0.1	22.6	97	38	2683
	waste rock	0.5	---	---	---	---
	tailings	0.1	24.4	100	38	2605
	waste rock	0.5	---	---	---	---
	tailings (base)	0.1	19.9	88	38	2770

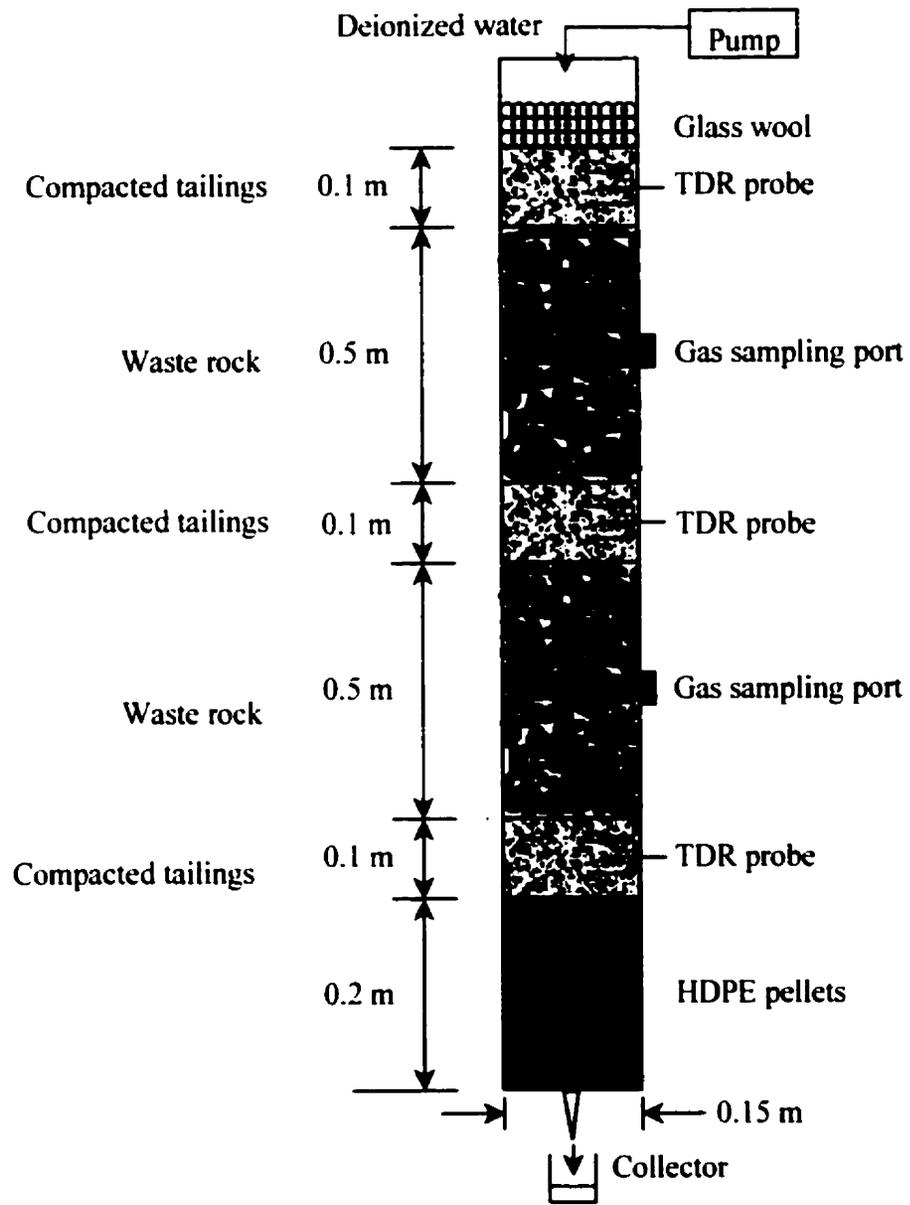


Figure 3 Experimental column

INSTRUMENTATION, SAMPLING AND ANALYSIS

Water Content

Time-domain reflectometry (TDR) probes were installed in each compacted tailings layers for water content monitoring. TDR is based upon the dielectric properties of a medium (Topp et al., 1980; Zegelin et al., 1992). The probes were linked to a Tektronix 4T-1 chart recorder. Readings were taken twice a week for the first three months, and monthly for the remainder of the test. Water content did not change significantly in the layers during the experiment. The layers were almost fully water saturated at the beginning of the experiments (88 to 100 %) and were observed to remain at the same water saturation. These values were confirmed at the end of the experiment by measuring the water content using the gravimetric method (i.e. weight before and after oven drying). The ability of the fine layers to remain saturated indicates their ability to act as efficient capillary barriers.

Gas Composition

Rubber septums were installed for gas sampling in both layers of waste rock. Gases were sampled twice a week for the first few weeks, and once a week afterwards. Gases (50 μ L aliquots) were sampled with a gas tight syringe that was closed with a rubber cap prior to their analysis for O₂, and N₂ on a Hewlett Packard 68990 gas chromatograph equipped with a capillary column. Two checks were performed at the middle and at the end of the experiment on a packed column Varian 3300 gas chromatograph that could also determine carbon dioxide. O₂ results were similar using the two different chromatographs. CO₂ was detected in the column during the two checks and found as low as 3% and as high as 11%, proving that carbonate neutralization was going on. Analyses confirmed the absence of oxygen to less than 0.5% (detection limit) demonstrated the capillary barrier effect in stopping air circulation and O₂ replenishment. These results confirm those of Lamontagne et al. (1999) obtained through numerical modeling on waste rock piles.

Water Composition

Leachates from the base of the column were collected weekly and analyzed for the following parameters: pH, alkalinity, and metal concentrations, to determine water quality and outflow rate. The data for pH were recorded with a Digi-Sense pH-meter from Cole & Palmer, with a precision of 0.01 pH unit. In order to compare the pH of the solution at the exit of the circuit with that of the water *in situ*, interstitial water was sampled by squeezing the layer material with a hydraulic press after dismantling the columns (Tassé and Germain, 1994). All samples were filtered on a 0.45 µm acetate-cellulose membrane, acidified with 1M nitric acid, and kept at 4 °C until analysis by ICP-AES for the following elements: Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Si, Sr, Zn. Sulfur was assumed to represent sulfates, and iron to represent ferrous iron, as demonstrated by comparative determinations in similar acidic drainage (Tassé and Germain, 1994). Acidity was assumed to be controlled mainly by ferrous iron concentration. Saturation indexes were calculated with U.S.G.S. PHREEQC code (Parkhurst, 1995) through the North Dakota State University website (www.ndsu.nodak.edu/instruct/sainieid/geochem/webphreeq/index.shtml).

GEOCHEMICAL RESULTS

pH, iron and sulfate variations

Figure 4 (a, b, c) shows the evolution of pH and of iron and sulfate concentrations through time in both columns. For reference column 1, the initial pH was acidic at about 2.5 and remained strongly acidic near 2.0 over the entire course of the experiment. In co-mingled column 2, pH decreased from 6.5 to 3.0 within the 75 first days, stayed stable at that value for 50 days, then increased slowly to 4.0 over the last 150 days. The concentrations of the main oxidation products, iron and sulfate, varied significantly with time. In column 1, iron and sulfate concentrations dropped during the first 25 days, then increased to reach plateaus at 3200 and 3800 ppm, respectively. In column 2, iron and sulfate concentrations were at first relatively low, then reached 4300 and 9000 ppm,

respectively, after 100-125 days. These concentrations were well above the values obtained in the reference column. Both iron and sulfate in column 2 then decreased.

Acidic water was readily recovered from reference column 1 at the very beginning of the experiment and showed that the altered waste rock used to fill the columns were acid-producing when sampled. Contrary to oxidation processes typical of fresh material, the waste rock in column 1 continued to oxidize in the lab without needing to overcome neutralization from other host rock minerals, with sulfide minerals easily available for further alteration, and little requirement for incubation of oxidizing bacteria, contrary to fresh material. Air was free to diffuse from the top of column 1, so O₂ concentration did not decrease below 18% in the pore spaces. A sharp drop of iron and sulfate concentrations in the first three weeks suggested that labile sulfides were first oxidized. Leaching of soluble iron minerals such as melanterite and/or other hydrated iron-sulfate minerals was also possible. Concentrations then rose until full stabilization of the oxidizing system. The concentration plateaus that prevailed for more than 200 days until the end of the experiment testify that the concentrations of dissolved iron and sulfates were controlled by geochemical equilibrium. Iron hydroxides and gypsum are potential solubility controls and geochemical calculations are in agreement with their stability. A pH of 2.0 is somewhat lower than what would be expected in an iron hydroxide buffered system (Blowes and Ptacek, 1994). However, the low pH in the leachates did not totally reflect the geochemical conditions prevailing in the column, since it was not in equilibrium with the solid phases. Jarosite could control the solubility of both iron and sulfate, but calculations do not support jarosite stability.

The sharp initial drop in pH for column 2 indicated that the waste rocks inter-layered with the tailings were also acid-producing. Column 2 became depleted in oxygen within 50 days, meaning that oxygen consumption by oxidation was faster than oxygen replenishment under dissolved or gaseous form, and that availability of O₂ became the rate limiting factor for sulfide oxidation. Allowing a lag for tail effects and time for O₂ to diffuse through the tailings layers in column 2, pH could begin to increase, and iron and sulfates to decrease, only at day 125.

Despite lower O₂ concentration in the pore gases and lower oxidation rates, iron and sulfate concentrations were significantly higher in column 2 than in column 1. This is explained by the absence of mineral sinks in column 2. Iron concentrations were higher because Fe²⁺ derived from pyrite oxidation could not be oxidized to Fe³⁺ by O₂, the ionic form required to precipitate SO₄²⁻ as gypsum (CaSO₄·2H₂O). Ca²⁺ is provided by acid dissolution of calcium carbonate (Figure 4d), which also releases CO₂ to pore spaces. The low pH in the leachates of column 2 is a poor indicator of the amounts of acid that was actually present in the overlying column, as the bulk of the acid was likely produced outside the column. Dissolved Fe²⁺, free to move in the O₂ depleted column, was oxidized to Fe³⁺ and observed in the pore spaces of column 2, indicating that acid neutralization by carbonates dissolution actually occurred to some extent. However, amounts were insufficient. CO₂ concentration in column 1 was less, about 3%, but that column was opened at the top, so that carbon dioxide could diffuse out much more readily than through the almost saturated tailings layer in column 2.

Table 4 Comparison of pH values in leachates and in tailings pore water at the end of the test

Column	Layer	pH (in situ)	pH (end of experiment)
1	---	---	1.85
2	1 (top)	6.06	4.28
	2	4.69	
	3 (bottom)	5.25	

Later decreases of iron and sulfate concentrations were likely related to lower oxidation rates, and eventually to some gypsum and siderite precipitation. FeCO₃ precipitation may seem contradictory with the pH of Figure 3, but in situ values measured in pore water

extracted from the layers at the end of the experiment are more alkaline and more in agreement with siderite stability (Table 4).

Other elements

Variations of Zn, Cu, and Al are illustrated in Figure 4 (e, f, g). Zinc is observed in much higher concentrations in column 2 than in column 1. Variations are generally similar to those of iron and sulfates in column 2, whereas concentrations are too low to show any pattern in column 1. On the other hand, copper concentrations are much higher in column 1 than in column 2. Cu variations are generally similar to those of iron and sulfates in column 1, with, however, a slow decreasing trend rather than a plateau. Copper concentrations are too low to show any trend in column 2. Aluminum concentrations are higher by two to three orders of magnitude in the drainage water from the reference column.

Initial tailings and waste rock compositions partly explain those behaviors. Zinc concentrations are almost the same in both tailings and waste rock. However, the tailings are the end product of the extraction processes of a base metal ore, whereas waste rock is the unprocessed barren reject of rocks surrounding gold ore. Mineralogical and textural properties of zinc minerals are doubtless quite different. Moreover, tailings are characterized by a much lower permeability and a much higher specific surface area that allows easier and better contact between leaching waters and minor and trace minerals. The latter factors best explain why more Zn was released at the bottom of column 2. Variations follow those of iron and sulfate, indicating that zinc concentrations are also controlled by increasing-decreasing sulfide oxidation rates.

Initial copper concentrations were higher in the tailings than in the waste rocks, but variations of zinc concentrations are not enhanced nor duplicated. Differences in mineralogical and textural properties between tailings and waste rock may be more important for copper than it was for zinc. However, valence of copper vary, as iron, with

likely different behavior in columns 1 and 2. In situ geochemical conditions in tailings are not known well enough to describe the mineral form under which copper might be trapped in tailings layers. In column 1, copper is leached in a manner similar to iron, but the absence of a plateau suggests that it was not subject to a solubility control.

Initial aluminum concentrations were quite similar in both tailings and waste rocks. Here, the very large differences between columns 1 and 2 are entirely related to solubility control by pH in column 1 and tailings layers in column 2. Aluminum is leached from the dissolution of aluminosilicates and kept dissolved in the very low pH waters of the reference column. In the co-mingled column, the higher pH values of the layers (table 4) promote the precipitation of aluminum as hydroxide and gibbsite, according to PHREEQC calculations. The fine tailings layer thus act as a sink for aluminum ions, as indicated by the one thousand-fold decrease in Al concentrations as compared to waste rock alone.

BACTERIAL ACTIVITY

Biological oxidation of metal sulphides is a highly significant process in AMD production, since oxidation of pyrite only by atmospheric oxygen is a process too slow to be of any significance. Thirty years ago, Singer and Stumm (1968) pointed out the strong catalytic effect of bacteria to oxidize Fe^{2+} . Among the numerous micro-organisms accompanying and paving the way to massive acid production, *Thiobacillus ferrooxidans* is probably the most efficient species for oxidizing iron sulphides such as pyrite. *T. ferrooxidans* is an acidophilic, chemolithotrophic and autotrophic bacterium whose optimum activity at oxidizing both iron and sulphide is found at pH around 2.5 and temperatures in the 25-35 °C range (Guay et al., 1989; Guay, 1994). A bacterial count for *T. ferrooxidans* was thus performed in order to compare the effects of co-mingling not only on the pH, but also on the bacterial activity.

Sampling and Analytical Method

The top and the base of column 1 and each 5 layers of column 2 were sampled at the end of the experiments.

Micro-organisms were isolated using standard micro-biological procedure. Positive growth was evaluated by visual observation of the oxidation of ferrous sulfates used at the energetic substrate, which turned red after oxidation when using a colorimetric indicator.

Bacterial enumeration was done following the Most Probable Number method (MPN; Koch, 1981), using a procedure adapted by Lafleur et al. (1993). This method is of a particular interest for this experiment, because it allows counting in cases where kinetics of growth are highly variable. This is possible because it is a selective method permitting isolation of the species of interest and because it is not altered by the presence of solidifying material such as heavy metals. However, the method is not statistically robust and provides only indicative, not absolute, answers. In order to improve its accuracy, many dilutions (8) were made.

Results

MPN was determined from published tables and were compared to a reference sample fed with pure ferrous sulphate. Results are summarised in Table 5.

These numbers show that the compacted tailings layers from column 2 control to some extent bacterial activity. The top two layers did not record any bacteria, and the third one was lower by a factor of 10 relative to the reference column. Comparatively, the waste rock layers showed a decrease by a factor up to 100. It is concluded that bacteria have difficulty adapting to the medium as the pH of column 2 (above 5.0 in the fine material layers) is higher than the optimum range for *T. ferrooxidans* growth. However, one could have expected a sharper contrast in bacterial activity from column 2 due to the use of co-

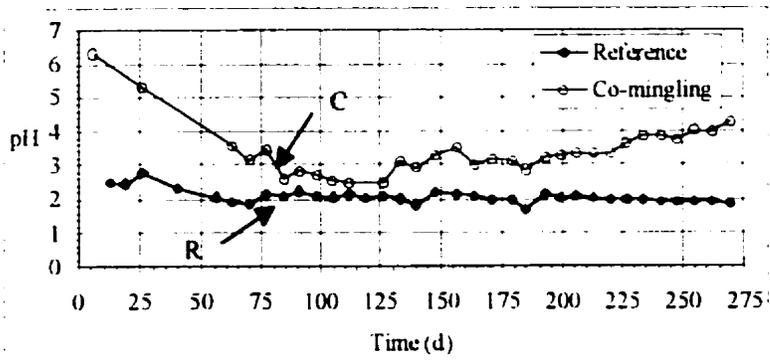
mingling. It is believed that because the waste rock in the leaching columns was already partly oxidised prior to testing, strong bacterial activity was already present. Moreover, as shown on the pH profile, the early period of the experiments served mainly to flush the acidity that was stored in the rock over its alteration history. This is expressed by the drop in pH from day 1 through day 70, by which time neutralization reactions were starting to take place and the system was reaching a state of geochemical equilibrium.

Table 5: Bacterial counting results from the modified MPN method

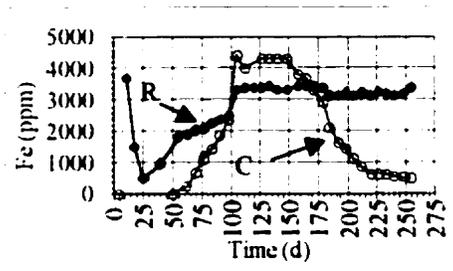
		MPN
		number of bacteria/mL
Column 1	Top	13 000
	Bottom	27 500
Column 2	Tailings - top	0
	Waste rock - top	3 290
	Tailings - middle	0
	Waste rock - bottom	275
	Tailings - bottom	2 230

Another surprising observation is that bacteria, although autotrophic in their nature, were not limited in their growth by the very low oxygen concentrations. Indeed, waste rock layers were completely deprived of molecular oxygen within 50 days of testing. Hence, the only O₂ available was that dissolved in water that was close to saturation with respect to O₂ with an average concentration of 8 ppm (less than 0,05%). It is thought that in the early stage of testing, chemical oxidation of pyrite by oxygen and ferric iron was more important than micro-biological reactions. However, as O₂ was consumed and pH decreased, anoxic conditions were developed where partial pressure of O₂ was low and temperature were probably quite stable. At this stage, microbial activity became more important due to oxidation of elemental sulfur combined with ferric iron reduction in acid

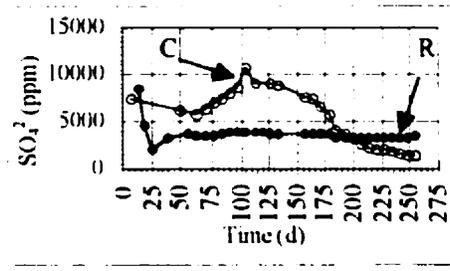
conditions. Although oxygen availability is a limiting factor to bacterial observation, it was observed by Guay (1994) that activity could continue in the total absence of oxygen, because ferric iron (Fe^{3+}) became the primary electron acceptor (oxidant). This indicates that even a cover that prevents oxygen diffusion could not totally stop microbial activity as long as ferric ion was present in the pore water. A cover could thus only reduce or control the oxidation process, not eliminate it.



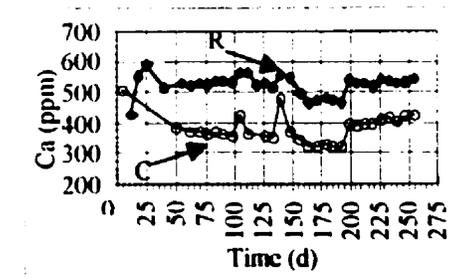
a) pH



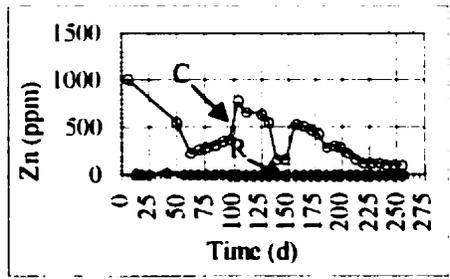
b) Iron concentration



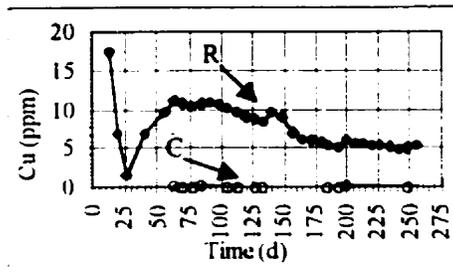
c) Sulfates concentration



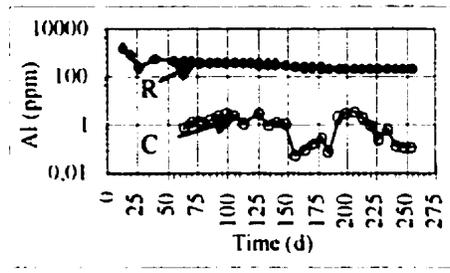
d) Calcium concentration



e) Zinc concentration



f) Copper concentration



g) Aluminum concentration

Figure 4 Evolution profiles of pH and elements through time

CONCLUSION

Acid mine drainage is the largest environmental problem facing the mining industry today. Open pit mining generates large volumes of waste rock that are problematic when sulfides are present. Results from this paper have shown that layered co-mingling can mitigate AMD. The presence of layers of fine material limits the mobility of water and air in waste piles. This study, using relatively reactive waste rock, demonstrates the benefits of co-mingling. The fine material layers, because of their low permeability, can act as a capillary barrier and will remain almost saturated. Diffusion of oxygen in the pile is thus minimized.

The fine material layers also tend to act as a trap for different metals favoring precipitation. This sink of metal occurs because of the relatively high pH of tailings pore water. Sulfate and iron leachate profiles plotted against time, are consistent with this mechanism. Bacterial activity is greatly reduced in the co-mingled set-up because of lack of oxygen and higher pH, both conditions unfavorable to strong levels of bacterial activity.

Future work can be conducted to optimize the conceptual design of layered co-mingled wastes. For example, subsequent use of the results of these columns tests in the models for layered co-mingled wastes previously developed (Lamontagne et al., 1999) shows that the column design could be optimized at a tailings to waste rock ratio of 1:10, rather than the 1:5 used in this experiment. Alkaline additives might increase the efficiency of the fine grained layers, particularly if the tailings are acid generator. Also, industrial residues offer a promising option to improve the efficiency of tailings layers.

Finally, a technical and economical study should be undertaken in order to evaluate the feasibility of the method. Indeed, the application of layered co-mingling to a full size waste rock pile involves many engineering aspects, to which costs are associated. For co-mingling to be interesting, its unit cost should be at least comparable to other ARD control methods.

REFERENCE

- Blowes D.W. and C.J. Ptacek 1994. Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. In : Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes, chapter 10. pp. 271-292. Mineralogical Association of Canada, Editors : J.L. Jambor and D.W. Blowes.
- Guay R. Ghosh J. and A.E. Torma. 1989. Kinetics of microbiological production of ferric ion for heap and dump leaching. In: Biotechnology in Mineral and Metal Processing (B.J. Sheiner, F.M. Doyle and S. Kawatra), Editions: Society of Mining Engineers Inc.; Littleton, Colorado, pp. 95-106.
- Guay, R. 1994. Diversité microbiologique dans la production de drainage minier acide à la halde sud de la Mine Doyon. MEND Report 1.14.2. March 1994, 64 p.
- Gélinas P. Lefebvre R. and M. Choquette. 1992. Characterization of acid mine drainage production from waste rock dumps at La Mine Doyon, Quebec. Second Int. Conf. on Environm. Issues and Manag. of Waste in Energy and Mineral Prod., Calgary, Sept. 92.
- Koch A.L. 1981. *Growth measurement, Manual of methods for general bacteriology*. Editions P. Gerhardt and R.N. Costilow (Washington D.C., American Society for microbiology ,1981), pp. 179-207.
- Lafleur R. Roy E.D. Couillard D. and R. Guay. 1993. Determination of iron oxidising bacteria numbers. Biohydrometallurgical technologies, pp. 433-441, Vol.2, Fossil energy materials, bioremediation, microbial physiology. Edited by A.E. Torma, M.L. Appel and C.L. Brierley.

Lamontagne A. Lefebvre R. Poulin R. and S. Leroueil. 1999. Modelling of acide mine drainage physical processes in a waste rock pile with layered co-mingling. 52nd Canadian Geotechnical Conference, oct 25 to 27, Regina, Saskatchewan.

Lefebvre R. and P. Gélinas. 1995. Numerical modelling of AMD production in waste rock dumps. Sudbury '95 Mining and the Environment Conference, May 29-June 1st, 1995, Sudbury, Canada, 10 p.

Nicholson R.V. Gillham R.W. Cherry J.A. and E.J. Reardon. 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal* :1-8

Parkhurst D.L. 1995. User's guide to PHREEQC – A computer program for speciation, reaction-path, advective-transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geological Survey. *Water-Resources Investigations Report 95-4227*, 143 p.

Poulin R. Hadjigeorgiou J. and R.W. Lawrence. 1996. Layered mine waste co-mingling for mitigation of acid rock drainage. *Trans. Inst. Min. Metal.*, 105, p. A55-A62.

Singer P.C. and W. Stumm. 1968. Acid Mine Drainage : The Rate-Determining Step. *Science* 167, p. 1121-1123.

Tassé N. and D. Germain. 1994. Caractérisation géochimique du parc à résidus miniers Canadian Malarctic. Rapport final. Service du développement minier, Ministère des ressources naturelles du Québec, 204 p.

Topp G.C. Davis J.L. and A.P. Annan. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. *Water Resources Research*, Vol. 16, No.3, pp. 574-582.

Van Genuchten M.Th. 1980. A Closed Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Ann. Geophys.*, 3(5), p. 615-628.

Zegelin. S.J. White I. and G.F. Russell. 1992. A critique of the time domain reflectometry technique for determining field soil-water content. Soil Science Society of America. *Advances in Measurement of soil physical properties: Bringing theory into practice.* SSSA Special publication no. 30, pp. 1-25.

7.3 Article 2 – The use of basic additives to tailings in layered co-mingling to improve AMD control

Cet article présente les résultats des essais de laboratoire réalisés dans le but de vérifier l'efficacité de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches. Les couches de matériaux fins étaient fabriquées de résidus miniers auxquels on avait ajouté une proportion de 10% (en masse) de produits résiduels basiques. Le rôle des produits résiduels basiques est d'augmenter le potentiel de neutralisation favorisant ainsi le contrôle de la production d'acide.

L'article présente les résultats obtenus pour trois colonnes. La première colonne ne contenait que des stériles miniers. Les deux autres colonnes ont été fabriquées en suivant la méthode d'entremêlement par couches. Dans le premier cas, les résidus miniers ont été mélangés avec 10% de poussières de four de cimenterie et dans le second cas, ils ont été mélangés avec 10% de boues rouges (résidus d'aluminerie).

Les résultats ont montré le potentiel avantageux d'utiliser des produits résiduels basiques pour contrer une diminution du pH des eaux de drainage. En fait, les couches de matériaux fins agissent comme une « trappe » à métaux. S'il y a oxydation de la pyrite dans les couches de stériles, il s'ensuit une diminution du pH de l'eau interstitielle avec lixiviation des métaux contenus dans les stériles. Lorsque cette eau acide et chargée de métaux circule dans les couches de matériaux fins où le pH est basique, il y a précipitation des métaux sous différentes formes et l'eau de drainage qui en sort est beaucoup moins nuisible du point de vue environnemental. Il reste cependant à déterminer combien de temps dure la capacité de neutralisation des couches de matériaux fins.

Cet article a été publié dans : Proceedings of the Sixth international conference on environmental issues and management of waste in energy and mineral production, SWEMP 2000, Calgary, Alberta, 30 mai au 2 juin. p. 549-556.

The use of basic additives to tailings in layered co-mingling to improve AMD control

S. Fortin, A. Lamontagne, R. Poulin, N. Tassé

ABSTRACT: This paper presents the results of a laboratory study done to verify the concept of co-mingling of waste rock with layers of compacted tailings including a fraction of 10% by weight of alkaline additives. The use of basic material should control the generation of acidity. Co-mingling is expected to retard the onset and reduce the magnitude of acid mine drainage (AMD) production in the waste rock. The results obtained show that the co-mingling method would be efficient to mitigate AMD by maintaining nearly water-saturated conditions in compacted tailings layers. Moreover, including the use of alkaline residues would improve the efficiency by providing a long lasting reservoir of alkalinity for neutralisation, thus ensuring a long-term prevention against AMD.

INTRODUCTION

Acid mine drainage is perhaps the most serious environmental problems facing the mining industry. At open pit mines, tons of waste rock have to be disposed of on mine sites. The waste rock is coarse and, unless submerged, are stored in large, partially water-saturated, porous heaps or piles. When sulfides are present, acid mine drainage (AMD) can be produced shortly after placement. Sulfide oxidation is catalysed by bacteria and produces acidic effluent with heavy metals in solution. The oxidation of sulfides (generally pyrite) is exothermic, leading to high temperatures within the piles. Transfer of oxygen is enhanced by thermal convection, in addition to simple diffusion. When the process of AMD has begun, it is very difficult, even impossible to stop it. It is thus of great interest to prevent the onset of AMD.

This paper proposes a method aiming to prevent the apparition of AMD in a waste rock pile. The final goal is to facilitate the closure of the mine in a safe and economical way. This method proposes to limit the transfer of oxygen and water by interlayering some compacted fine material layers in a waste rock pile during its construction. The fine material considered is mine tailings which also need to be disposed of at mine sites. Moreover, highly alkaline material was blended with the tailings in order to form a layer able to neutralize oncoming acidity and also to stabilize metals through precipitation/adsorption mechanisms. The tailings used are net acid generators and basic materials are used to increase the neutralizing capacity of the layers. The materials under study were cement kiln dust produced by the Portland cement industry and red muds issued from the Bayer process used in the aluminum industry. The recycling of these industrial residues in a useful manner such as the layered co-mingling promotes their valorization in the context of sustainable development.

Test columns have been carried out and this paper presents the results issued from the characterization of each material used in the columns as well as the geochemical trends identified after 9 months of monitoring.

ACID MINE DRAINAGE PROCESSES

The most important process within waste rock dumps is the oxidation of the pyrite present in the rocks. Oxidation involves oxygen consumption, even though the direct oxidant is often ferric iron (Fe^{3+}). A supply of oxygen is thus required to sustain pyrite oxidation. The reaction is of biochemical nature and is strongly accelerated by the activity of bacteria such as *T.ferrooxidans* that grow upon iron and sulfur consumption at low pH values. It follows that, by controlling pH values near neutral level and by keeping low oxygen concentrations, bacterial activity would be kept at a minimum, thus lowering AMD production.

Heat production also occurs since pyrite oxidation is strongly exothermic (11.7 MJ/kg of pyrite oxidized). The release of heat can drive temperature up, as high as 70°C in the heart of a pile (Gélinas et al. 1992). This increase in temperature is important since it totally modifies the mechanisms responsible for oxygen transport to oxidation sites. Initially, diffusion is the main process providing oxygen within waste rock accumulations. Diffusion is driven by gradients in oxygen concentration between the atmosphere and the partially gas filled pores. In materials of low permeability, such as in mine tailings, diffusion is believed to remain the only means of oxygen transport. However, in higher permeability materials, following an initial increase in temperature, temperature-driven convection currents are generated (Lefebvre 1994, Kuo & Ritchie 1999). The resulting advection is a much more efficient oxygen transport process than diffusion and sustains higher global oxidation rates.

Finally, water infiltration occurs through the unsaturated porous material and picks up oxidation components to form an acidic leachate containing high concentrations of sulfates and metals that can contaminate both surface and groundwater.

DESCRIPTION OF THE LAYERED CO-MINGLING METHOD

Co-mingling is a method whereby waste rock is co-disposed of with tailings, the basic premise being that the modified waste material has a lower bulk permeability. Layered co-mingling refers to the disposal of waste rock with the addition, at predefined construction stages, of compacted layers of mine tailings. This results in an interlayered material whose bulk properties are different from those of each layer. The layered co-mingling process requires dewatering of the tailings and some means of transporting them to the disposal area. Dewatering is a prerequisite for compacting the tailings layers, which is necessary to obtain the capillary barrier effect.

The layered co-mingling method has several potential advantages over other disposal methods which were discussed in a previous paper by Lamontagne et al. (1999). Also, laboratory investigations have shown the potential benefits of the method (Poulin et al. 1996). It is of particular interest to enhance the neutralization potential of the fine layers for stopping the migration of acid away from its production site. The use of other industrial wastes showing a strong alkaline character seemed well suited to attain this goal and was to be tested in the laboratory.

DESCRIPTION OF MATERIALS

Firstly, the tailings considered in the study are those from Les Mines Selbaie, Abitibi, Québec. Selbaie mine is a copper and zinc mine but silver and gold are also exploited.

These tailings were chosen for the analysis because of their typical overall characteristics. The physical characteristics have been broadly described elsewhere (Poulin et al., 1998) and are no longer discussed in this paper. Mine tailings were fresh and non oxidized when placed in the experimental columns.

One of the basic material used was cement kiln dust (CKD). This is a waste residue primarily composed of oxidized, anhydrous, micron-sized particles generated as a by-product of Portland cement fabrication. CKD are collected from electrostatic precipitators during the production of cement clinker at high temperatures. Upon contact with water, high concentrations of potassium, sulfates and caustic alkalinity are leached out, with other constituents to lesser levels (Duchesne & Reardon 1998). CKD is composed of a melange oxides, aluminosilicates, sulfates and chlorides. Some of these phases such as lime (CaO), arcanite (K₂SO₄) and sylvite (KCl) are unstable or highly soluble under atmospheric conditions. When put into contact with water, these phases will either dissolve completely or precipitate under more stable secondary phases.

The CKD used for this study was provided by Ciment St-Laurent, Joliette, Canada. The sample, of average composition represents dry powder collected above the rotary kiln from the electrostatic precipitator.

The other basic material used were red muds, which are a clay-like chemical waste issued from the alkaline extraction of the alumine contained in bauxite through the Bayer process. They are so called "red" because of their high content in iron oxides, primarily as hematite. During the Bayer process, a certain fraction of a caustic liquor (NaOH) is added to the bauxite and some of it remains even after washing, along with a liquor composed of sodium carbonate and sodium aluminate (Fortin 1991). These solutions are readily leachable under rainfalls or so and can reach the groundwater.

The red muds used for this study are those from the ALCAN Vaudreuil plant, Arvida, Canada. The sample was collected from the main pond and shows an average

composition with high content of iron and aluminum oxides, lime and sodium compounds.

Finally, the waste rock used for the laboratory study and forming the interlayer between fine compacted layers come from the South Dump of La Mine Doyon, Abitibi, Québec (Gélinas et al. 1992). This waste rock was used for its high reactivity, that is an advantage for laboratory tests where time is an important factor. The waste rock was partially altered when placed in the columns and had been excavated for an unknown period of time.

For every material considered, Table 1 summarizes the main chemical, mineralogical and physical parameters relevant to the present study, while Figure 1 presents the grain size distribution for the fine materials. Standard acid base accounting (ABA) test was conducted on materials and results clearly show that mine tailings are acid generating (Table 1). However, if they are used as layers they should stay water saturated because of their capillary properties. In these condition, oxidation should not proceed at a significant rate and no acidic drainage should be produced. Other interesting observations from Table 1 are the high natural pH of both CKD and red muds, and the considerable sulfur content of the CKD, probably mostly as sylvite. Also, the red muds possess a great specific surface area, which quality favors a high reactivity from this material. The primary mineralogical phases observed fall within the normal description as described in the literature.

Table 1: Main characteristics of the materials used in the experimental columns

Material	pH	S _T	NNP	S.S.A.	1 st phase under XRD
Waste rock	4.2	4.12	- 49.1	---	Quartz, clinochlore, illite, pyrite
Tailings	5.6	4.43	- 132.1	0.98	Quartz, illite, clinochlore, muscovite
CKD	12.6	5.10	721.0	2.25	Calcite, lime
Red muds	11.4	0.36	260.0	15.47	Hematite, sodalite

S_T: Total Sulfurs (%); S.S.A.: Specific area (m²/g);

NNP: Net Neutralization Potential (kgH₂SO₄/t)

EXPERIMENTAL COLUMNS

Five columns were prepared for the leaching tests. The first was the control column used as a reference. This column contains only waste rocks from La Mine Doyon. Column 2 has been constructed following the scheme of layered co-mingling of waste (Poulin et al. 1996) from La Mine Doyon and mine tailings from Les Mines Selbaie. Columns 3 and 5 were designed for testing the layered co-mingling technique of waste disposal including the addition of alkaline residues. These last two columns included a 10% mass fraction of alkaline additive mixed to the tailings layers. This paper focus on the results from these last two columns. Results from column 2 are presented elsewhere (Lamontagne et al. 1999).

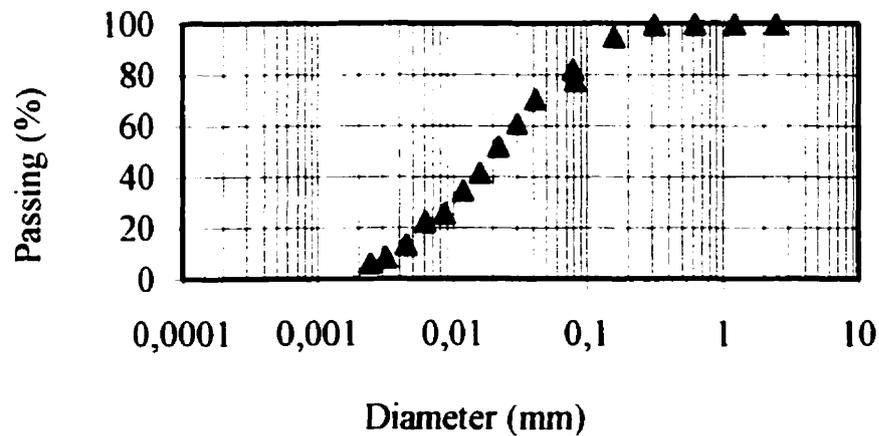


Figure 1: Grain size distribution of the fine materials

The clear Plexiglas columns were opened at the top and fed with deionized water at a controlled rate of 115 mL/d by a peristaltic pump.

Set-up of reference column will not be discussed any further since it contains only waste rock. By comparison, the two other columns involve two 0.5m layers of waste rocks alternating with three 0.1 m layers of compacted tailings (Fig. 2). The thickness ratio of waste rock to tailings and additives was 5:1. Proctor curves have been done for both tailings-additives mixes. The fine materials were compacted on the wet side of the Proctor curve to improve water permeability (Lapierre et al. 1990). They were introduced in three sub-layers in order to reach a thickness of 0.1m/layer.

INSTRUMENTATION, SAMPLING AND ANALYSIS

Monitoring water content

Time-domain reflectometry (TDR) probes were installed in each compacted layers for monitoring water content. TDR is based upon the dielectric properties of a medium (Topp et al. 1980). Readings were taken bi-weekly and weekly for the first three months of the experiments and monthly for the remainder of the test. Water contents did not change significantly in the layers during the experiment. The layers were almost fully water saturated in the beginning of the experiments (about 90 %) and they kept the same degree of saturation. These values were confirmed at the end of experiment by measuring the water content using the oven method.

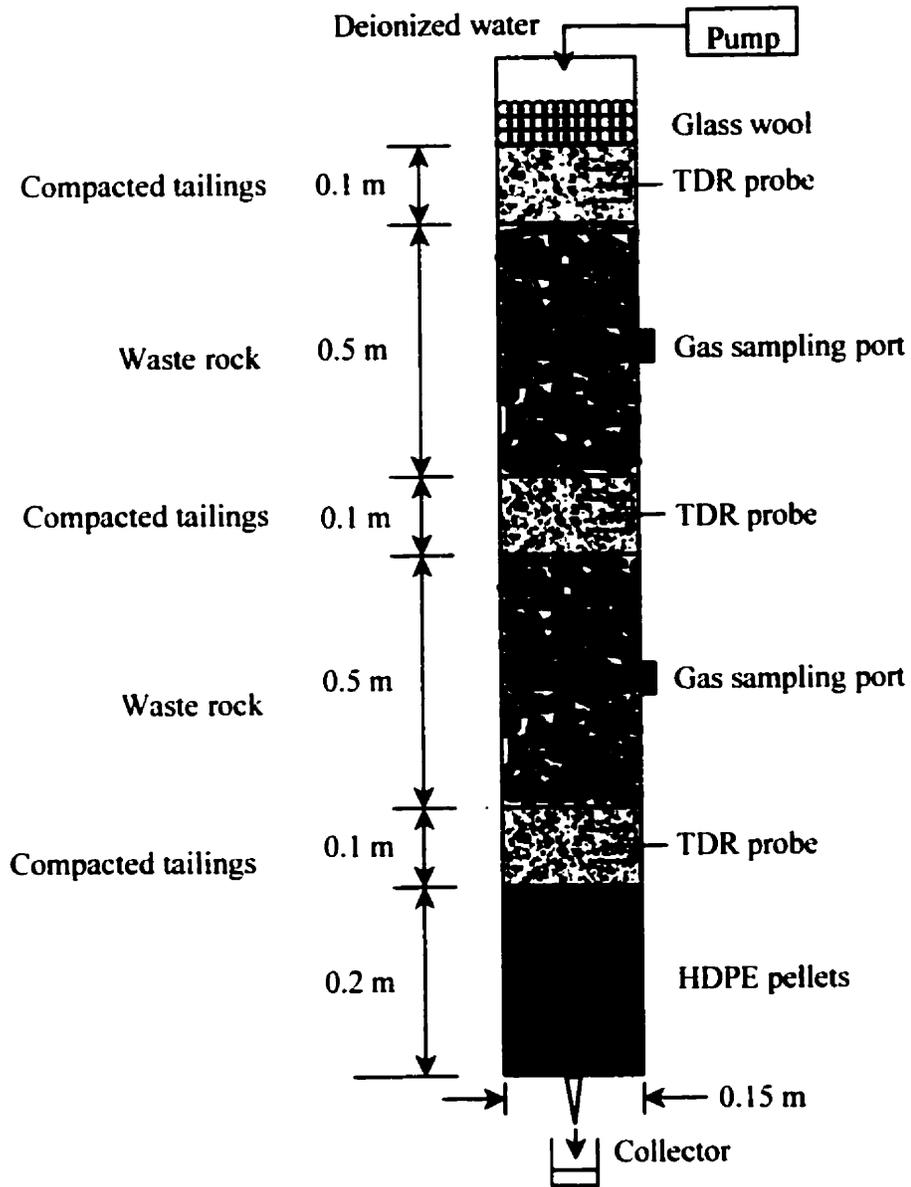


Figure 2: Experimental columns

Monitoring gas composition

Rubber septums were installed at each levels of the waste rock layers, for gas sampling. Gases were sampled twice a week for the first few weeks and once a week afterward. The absence of O₂ demonstrates the capillary barrier effect to stop air circulation as O₂ cannot be replenished to carry on sulfide oxidation. The evolution of gas through time shows that for both columns, oxygen is completely consumed within 60 days in the experiment, thus suggesting that the diffusion rate of oxygen through the tailings is much lower than the rate of oxygen consumption within the columns.

Monitoring chemical composition

Leachates were collected weekly and analyzed for the following parameters: pH, alkalinity and metal concentrations. In order to compare the pH of the solution at the exit of the circuit with that of the water *in situ*, interstitial water was sampled by squeezing the layer material with a hydraulic press after dismantling the columns (Tassé & Germain 1994). All samples were filtered on a 0,45 µm aceta-cellulose membrane, acidified with 1M nitric acid and kept at 4°C until analysis by ICP-AES for the following elements : Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Si, Sr, Zn. Sulfur was considered as sulfates, and iron as ferrous iron, as demonstrated by comparative determinations in similar acid drainage (Tassé & Germain 1994). Acidity was assumed to be controlled mainly by ferrous iron concentration. The data were used to determine the fate of mineral species as they evolve through the system which concentrations can be either set through kinetic or solubility controls. X-ray diffraction (XRD) and scanning electron microscopy (SEM) were used to help identify both the primary and secondary minerals present. Finally, in instances where the amounts of the phases present prevented detection by XRD and/or SEM techniques, mineral saturation index calculations were

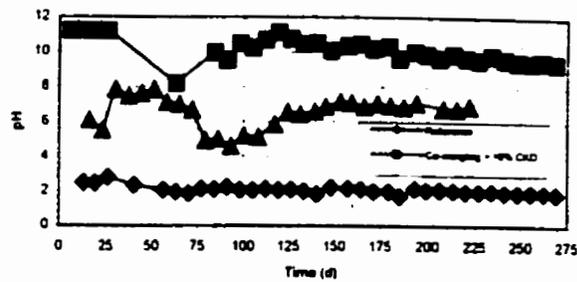
used to help identify probable mineralogical controls. Saturation indexes were calculated with U.S.G.S. PHREEQC code (Parkhurst 1995).

GEOCHEMICAL RESULTS

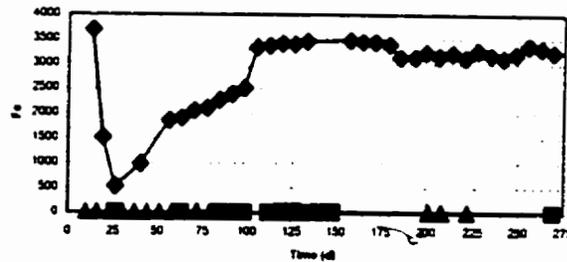
pH, iron and sulfates variations

Figure 3 (a, b, c) shows evolution of pH and of iron and sulfate concentrations through time in the three columns of interest. For the reference column, initial pH is acidic at about 2.5 and remains strongly acid near 2.0 over the entire course of the experiment. In column including 10 % CKD, pH is maintained at strong alkaline levels for the whole experiment, despite a drop around day 60. This behavior accords well with Duchesne & Reardon (1998) who stated that the levels of pH and alkalinity were established early during the reaction of CKD with water and did not change substantially with time. The pH of column including 10 % red muds is somewhat less regular than the above. Indeed, after some 10 days of leaching, the pH rises quickly from its initial value at 6.0 toward a peak near 8.0. It remains stable for 25 days before slowly decreasing to a bottom value around 4.8 after 80 days, before steadily increasing for 50 days to reach a stable plateau at neutral pH for the remain of the test. All pH profiles were compared to outflow rate data and no relationship was observed that could link these two parameters. Leachate alkalinity was relatively low for both columns with CKD and red muds with values averaging around 60 and 25 ppm CaCO_3 respectively. These results are somewhat disturbing considering the high pH values recorded in these leachates. These weak capacities might be due to the leaching of acid neutralizing minerals resulting from sulfide oxidation.

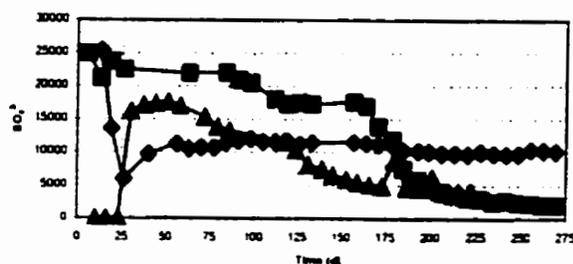
The concentrations of the main oxidation products, iron and sulphates, vary with ups and downs and plateaus. In the reference column, concentrations drop for the first 25 days, then increase to reach plateaus at 3200 and 3800, respectively. Co-mingled columns grossly show analogous profiles for both iron and sulphates. Regarding sulphates, the general trend is a step-wise decrease with three concentrations plateaus. For the CKD column, the plateaus were from 0-80 days at 7500 ppm and between 115-165 days at 5800 ppm. In the red muds column, these plateaus occurred in the periods between 30-60 and 75-125 days at 5900 and 5500 ppm sulfates. Both columns seemed to stabilize from 200 and 150 days until the end at 1000 and 1500 ppm sulphates respectively for columns 3 and 5.



a) pH Vs. Time



b) Iron concentration (ppm) Vs. Time



c) Sulphates concentration (ppm) Vs. Time

Figure 3 – Evolution curves of pH and elements

Acid water readily recovered from reference column at the very beginning of the experience shows that the altered waste rock used to fill the columns were acid-producing when they were sampled. Oxidation continued in the lab without needs to overcome eventual neutralization from other host rock minerals, with sulfide minerals easily available for further alteration, and little needs for incubation of oxidizing bacteria, contrary to fresh material. Air was free to diffuse from the top, so O₂ did not go below 18 % in the pore spaces. A sharp drop of iron and sulfates concentrations in the first three weeks suggests that labile sulfides were first oxidized. Leaching of soluble iron minerals such as melanterite and/or other hydrated iron-sulfate minerals is also possible. Concentrations then rose until full stabilization of the oxidizing system. The concentration plateaus that prevailed for more than 200 days until the end of the experience testify that the concentrations of dissolved iron and sulphates were controlled by geochemical equilibrium. Iron hydroxides and gypsum are potential solubility controls and geochemical calculations are in agreement with their precipitation. At 2.0, pH is somewhat lower than what would be expected in an iron hydroxide buffered system (Blowes & Ptacek 1994). However, the low pH in the leachate do not totally reflect the geochemical conditions prevailing in the column, since it is not in equilibrium with the solid phases. Jarosite could control the solubility of both iron and sulfate, but calculations do not support jarosite precipitation.

For the CKD column, the drop in pH observed after 65 days corresponds precisely to the period of complete O₂ consumption, i.e. to the maximum oxidation rate. Co-mingled columns both became depleted in oxygen within 40-65 days, meaning that oxygen consumption by oxidation was faster than oxygen replenishment under dissolved or gaseous form, and that availability of oxygen became the rate limiting factor for sulfide oxidation. Despite a much lower oxidation rate and lower O₂ in pore spaces, sulfate concentrations are significantly higher than for the reference column but constantly decreasing. This can best be explained by the initial composition of CKD with 5.1 % sulfur, mostly as arcanite which is readily leached out. Also, it is thought that an important fraction of the sulfates produced came from the leaching of secondary phases linked to the previously altered waste rocks. However, the sulfates produced were rapidly

stabilized through precipitation mostly as gypsum and anhydrite, as proposed by mineral saturation index calculations and SEM observations.

Besides a peak of iron of 60 ppm at time 60 days, Fe concentrations have remained very low at all time. It is likely that the high pH values of the CKD column meant a high availability in $-OH$ groups so that iron ions could easily form stable minerals such as goethite ($FeOOH$) and iron hydroxydes ($Fe(OH)_3$). Calculations on PHREEQC agrees with their precipitation along with the formation of hematite, which was visually observed. Unlike the reference column, leachate from the CKD column seemed to be in chemical equilibrium with the solid phase when compared to *in situ* concentration and pH values (Table 2).

Table 2: Comparison of pH and alkalinity values in leachate and in tailings pore water at the end of test.

Column	Layer	Layer pH	Layer ALK [*]	pH (end)	ALK [*] (end)
1	---	---	---	1.85	---
3 (CKD)	1	8.75	43	9.41	0 (nil)
	2	8.57	40		
	3	9.27	53		
5 (red muds)	1	8.01	53	6.94	9
	2	7.73	75		
	3	n.a.	n.a.		

*ALK: Alkalinity (ppm $CaCO_3$)

Later decrease in sulphate concentrations from the CKD column is likely related to lower oxidation rates and to arcanite depletion, since the profile for Ca deviates from that of sulphates after a certain time. About 1.2 % CO₂ were observed in the pore space of waste rock at the top, testifying for carbonate neutralization of acid, which is the source of Ca²⁺ (Fig. 3d) for gypsum precipitation. The lower CO₂ concentrations measured at the end of test confirm the lower oxidation rates.

In the red mud column, the sharp initial rise in pH corresponds to the leaching of the caustic solution (NaOH) trapped in the red muds that increase pH to basic values near 8.0. The pH fall that follows is likely attributed to the complete consumption of O₂ (between 37-45 days), i.e. the period of highest oxidation rate observed in the column as proposed by the sulfates peak. The system reacts quickly by neutralizing acidity with carbonates dissolution so that pH rise and remain at neutral levels. Since initial red muds contained no sulfate-bearing minerals, the rather high sulfate concentrations observed must be produced through the oxidation of waste rock and/or tailings and also through the leaching of sulfate-bearing secondary phases attached to the waste rock. Resulting sulfates are even higher at some point than reference column even though O₂ values in the pore spaces are much lower. However, sulfate levels rapidly decrease to low values. Neither PHREEQC calculations nor microscopic analysis support the formation of a secondary phase such as gypsum that could stabilize sulfates so that the drop in sulfates varies accordingly to a strong decrease in oxidation rates. Moreover, the calcium profile do not support gypsum precipitation.

The iron concentrations in the red muds column remain very low (maximum observed at 12 ppm) during the entire experiment, thus suggesting a strong solubility control by the solid phase. Mineral index calculations favor the formation of many iron compounds such as iron hydroxides, goethite and hematite. The latter two have also been observed under SEM. Iron sulfates are another possible phase stable under the conditions observed. Sampling of interstitial water seem to reveal that the leachate attained equilibrium conditions with the solid phase (Table 2). It is likely that for the red muds column, as for

the CKD column, the alkalinity of the leachate helped to maintain equilibrium conditions by preventing secondary oxidation in the sampling bottles.

Between 1.8-3.1 % CO₂ have been measured in the pore spaces at the middle of experiment, attesting for acid neutralization by carbonate dissolution. The lower CO₂ values measured at the end of testing (between 1.0-1.9 %) suggests lower oxidation rates. This, again, was proposed by the decrease in sulfate concentrations that was observed (Fig. 3c).

Other elements

Variations of Zn, Cu and Al are illustrated in Figure 3 (e, f, g). Zinc is observed in slightly higher concentrations in the reference column than in the two others but concentrations are too low to express any trend. On the other hand, copper concentrations are much higher in the reference column than in the other columns. Cu variations are grossly similar to those of iron and sulphates in the reference column, with, however, a slow decreasing trend rather than a plateau. However, Cu concentrations are too low to show any pattern in co-mingled columns. In addition, aluminium concentrations are higher by two to three orders of magnitude in the drainage water from the reference column. Again, aluminium concentrations are too low to show any trend in both columns 3 and 5.

Initial tailings and waste rock composition partly explain those behaviors. Zinc concentrations are almost the same in both tailings and waste rock. However, the tailings are the end product of the extraction processes of a base metal ore, whereas the waste rocks are the unprocessed sterile rejects of rocks surrounding gold ore. Mineralogical and textural properties of zinc minerals are doubtless quite different, with tailings showing a much higher specific surface area. While Zn should react less in the reference column, the Zn that is leached out from co-mingled columns is stabilized through co-precipitation and/or adsorption mechanisms with the solid phase.

Initial copper concentration is higher in the tailings than in the waste rock. Differences in mineralogical and textural properties between tailings and waste rock may be more important for copper than it was for zinc. However, valence of copper varies, as iron, with likely different behaviour in reference column compared to co-mingled columns. *In situ* geochemical conditions in tailings and basic additives are not known well enough to digress on the mineral form under which copper might be trapped within the layers, but it is. In the reference column, copper is leached as iron is, but absence of plateau suggests that it was not subject to a solubility control.

Initial Al concentrations are quite similar in tailings and waste rock. Here, the very large difference between the reference column and the co-mingled columns are entirely related to solubility controls by pH in the reference column and tailings-additives layers in co-mingled columns. Aluminium is leached from the dissolution of aluminosilicates and kept dissolved in the very low pH waters of the reference column. In the co-mingled columns, the higher pH values of the layers (Table 2) promote the precipitation of aluminium as boehmite (AlOOH) and gibbsite ($\text{Al}(\text{OH})_3$), according to PHREEQC calculations. The fine materials layers thus act as a sink for metal ions, as indicated by the strong decrease in concentrations that can be up to one thousand-fold in the case of aluminium concentrations.

BACTERIAL ACTIVITY

Biological oxidation of metal sulphides is a highly significant process in AMD production, since pyrite oxidation by atmospheric oxygen alone is a process too slow to be of any significance. Thirty years ago, Singer & Stumm (1968) pointed out the strong catalytic effect of bacteria to oxidize Fe^{2+} . Among the numerous micro-organisms accompanying and paving the way to massive acid production, *Thiobacillus ferrooxidans* is probably the most efficient species for oxidizing iron sulphides such as pyrite. A bacterial count for *T. ferrooxidans* was thus performed in order to compare the

controlling effects of co-mingling and basic additives not only on the pH, but also on the bacterial activity which indirectly controls oxidation rates.

Sampling and analytical method

The top and base of the reference column and each five layers of co-mingled columns were sampled at the end of the experiments. Micro-organisms were isolated using standard micro-biological procedure.

Bacterial enumeration was done following the Most Probable Number method (MPN; Koch 1981) using a procedure adapted by Lafleur et al. (1993). This method is of particular interest for this experiment, because it allows counting in cases where kinetics of growth are highly variable, because it is a selective method permitting to isolate the species of interest and because it is not altered by the presence of solidifying material such as heavy metals. However, the method is not statistically robust and provides only indicative answers.

Results

MPN was determined from published tables and were compared to a reference sample fed with pure ferrous sulphate. Results are summarised in Table 3.

These numbers clearly show that the compacted layers (tailings + basic additives) control efficiently bacterial activity when compared to the reference column. All compacted layers including red muds did not record any bacteria, while layers from the CKD column are lower by two to three orders of magnitude relative to the reference column. It is concluded that bacteria had difficulty to adapt to the media as pH of the CKD columns

(around 9.0) and red muds column (around 7.8) are much higher than the optimum range for *T.ferrooxidans* growth.

After 40-60 days of testing, the only O₂ available was that dissolved in water that was close to saturated with respect to O₂ with an average concentration of 8 ppm (less than 0.05 %). However, as O₂ was consumed and pH decreased, anoxic conditions were developed where partial pressure of O₂ was low and temperature were probably quite stable. At this stage, microbial activity became more important due to oxidation of elemental sulfur combined with ferric iron reduction in acid conditions. Although oxygen availability is a limiting factor to bacterial observation, it was observed by Guay (1994) that activity could continue in total absence of oxygen as ferric iron (Fe³⁺) is becoming the primary electron acceptor (oxidant). From these considerations, even a cover preventing oxygen diffusion could not totally stop microbial activity as long as ferric ion is present in the pore water. A cover could thus only reduce or control the oxidation process.

Table 3: Bacterial counting results from the modified MPN method.

Source	Layer	MPN (bacteria/mL)
Reference	Column 1-A	13,000
	Column 1-B	27,500
Co-mingled column with CKD	Tailings-top	792
	Waste rock-top	74
	Tailings-middle	231
	Waste rock-base	no sample available
	Tailings-base	275
Co-mingled column with red muds	Tailings-top	0
	Waste rock-top	no sample available
	Tailings-middle	0
	Waste rock-base	no sample available
	Tailings-base	0

CONCLUSION

Acid mine drainage (AMD) is the largest environmental problem facing the mining industry today. Open pit mining generates large volumes of waste rock that are problematic when sulfides are present. Results from this paper have shown that the addition of basic industrial residues to layered co-mingling can mitigate AMD. The presence of fine material limits the mobility of water and air in waste piles. The presence of basic residues provide a long-lasting alkaline reservoir to neutralize acidity at the source and control pH to near-neutral values. This study, using relatively reactive waste rock, demonstrates the benefits of co-mingling involving mixing of tailings with basic materials.

The fine material layers act as a trap for different metals favoring precipitation. This sink of metals operates because of the relatively high pH of tailings-additives pore water. Sulfate and iron leachate profiles against time are consistent with this explanation. Bacterial activity is greatly reduced in the co-mingled set up including the addition of a 10% mass fraction of alkaline residues because of lack of O₂ and higher pH, both conditions unfavorable to strong levels of bacterial activity.

Previous modelling of waste piles (Lamontagne et al. 1999) based on these results shows that optimization of design is possible with a tailings to waste rock ratio different than 1:5, with the actual materials of this experiment a ratio around 1:10 could be sufficient. Finally, the use of alkaline industrial residues offer a promising option to improve the efficiency of tailings layers in the layered co-mingling method in cases where the tailings would be acid-producing.

References

Blowes, D.W. & C.J. Ptacek 1994. Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. In : Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes : 271-292, Mineralogical Association of Canada.

Duchesne, J. & E.R. Reardon 1998. Determining controls on element concentrations in cement kiln dust leachate. *Mine Waste Management*, in press, June 1998.

Fortin, J. (1991) : Caractérisation minéralogique et chimique de boues rouges et leur mise en végétation. Mémoire de maîtrise, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. 98 p.

Guay, R. 1994. Diversité microbiologique dans la production de drainage minier acide à la halde sud de la Mine Doyon. MEND Report 1.14.2. March 1994, 64 p. and app.

Gélinas, P., Lefebvre, R. & M. Choquette 1992. Characterization of acid mine drainage production from waste rock dumps at La Mine Doyon, Quebec. Second Int. Conf. on Environm. Issues and Manag. of Waste in Energy and Mineral Prod., Calgary, Sept. 92.

Koch, A.L. 1981. Growth measurement , *Manual of methods for general bacteriology*: 179-207. Editors P. Gerhardt and R.N. Costilow (Washington D.C., American Society for microbiology ,1981).

Kuo, E.Y. & A.I.M. Ritchie 1999. The impact of convection on the overall oxidation rate in sulfidic waste rock dumps, *Mining and the Environment II, Sudbury'99*, pp.211-220.

Lafleur, R., Roy, E.D., Couillard, D. & R. Guay 1993. Determination of iron oxidising bacteria numbers. *Biohydrometallurgical technologies*: 433-441. Vol.2, Fossil energy

materials, bioremediation, microbial physiology. Edited by A.E. Torma, M.L. Appel and C.L. Brierley.

Lamontagne, A., Lefebvre, R., Poulin, R. & S. Leroueil 1999. Modelling of acid mine drainage physical processes in a waste rock pile with layered co-mingling, 52nd Canadian Geotechnical Conference, oct. 25 to 27, Saskatchewan.

Lamontagne, A., Fortin, S., Poulin, R., Tassé, N. & R. Lefebvre 2000. Layered co-mingling for the construction of waste rock piles as a method to mitigate acid mine drainage – laboratory investigations. 5th Int. Conf. On Acid Rock Drainage. May 21-24, 2000, Denver, Colorado.

Lapierre, C., Leroueil, S. & J. Locat 1990. Mercury intrusion and permeability of Louisville clay. *Can. Geotech. J.* 27: 761-773.

Lefebvre, R. 1994. Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes de stériles. Ph.D. thesis. Department of geology and geological engineering, Université Laval. 375 p.

Parkhurst, D.L. 1995. User's guide to PHREEQC – A computer program for speciation, reaction-path, advective transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Report 95-5227.

Poulin, R., Lamontagne, A. & J. Hadjigeorgiou 1998. Layered co-mingling, multiple-barrier ARD control – Laboratory trials. Proceedings SWEMP'98, Turkey 18-20 May : 451-456.

Poulin, R., Hadjigeorgiou, J. & R.W. Lawrence 1996. Layered mine waste co-mingling for mitigation of acid rock drainage. *Trans. Inst. Min. Metal.* (105) : A55-A62.

Singer, P.C. & W. Stumm 1968. Acid Mine Drainage : The Rate-Determining Step. *Science* 167: 1121-1123.

Tassé, N. & D. Germain 1994. Caractérisation géochimique du parc à résidus miniers Canadian Malartic, Rapport final. Service du développement minier, Natural Res., 204 p.

Topp, G.C., Davis, J.L. & A.P. Annan 1980. Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. *Water Res. Res.* 16 (3): 574-582.

CHAPITRE VIII

MODÉLISATION NUMÉRIQUE DU TRANSFERT DE L'EAU ET DE L'OXYGÈNE DANS UNE HALDE DE STÉRILES À L'AIDE DU LOGICIEL TOUGH AMD

8.1 Objectifs de la modélisation

La modélisation numérique de la halde construite par entremêlement par couches a comme principaux objectifs de mieux comprendre les processus physiques impliqués lorsqu'il y a génération de DMA dans un tel système et d'évaluer la performance et les effets des couches de matériaux fins. La modélisation numérique permet de reproduire des conditions de terrain, à l'aide d'un modèle mathématique, qui ne sont pas reproductibles dans un laboratoire. Elle permet aussi de faire rapidement des prédictions à long terme du comportement de la halde construite selon des schémas différents.

Plusieurs processus physiques et chimiques sont impliqués lors de la production de DMA. Ces processus sont reliés et il est difficile de les étudier séparément. La modélisation numérique est donc un excellent outil adapté à la représentation des processus impliqués. Par exemple, les phénomènes associés à la convection thermique sont engendrés par l'élévation de température de la phase gazeuse dû à l'oxydation de la pyrite (qui est fortement exothermique). Ces mouvements de convection affectent la distribution de l'oxygène dans la halde et permet d'alimenter la halde à de très grandes profondeurs. Il est pratiquement impossible de générer en laboratoire ce genre de phénomène. La modélisation numérique permet la représentation, entre autres, de la convection thermique et permet par le fait même de mieux comprendre le DMA.

Gélinas et al. (1994) ont réalisé une vaste campagne de caractérisation de la halde sud de la Mine Doyon située en Abitibi. Cette caractérisation a permis d'identifier la plupart des propriétés physiques de la halde et une bonne connaissance des conditions physico-chimiques. Suite à l'acquisition de toutes ces données, Lefebvre (1994) a conçu un modèle mathématique, TOUGH AMD, permettant de modéliser les processus impliqués lors de l'apparition de DMA dans une halde de stériles. La modélisation numérique a permis de mettre en relation tous les processus impliqués et d'évaluer le comportement à moyen terme d'une halde. Lors de la campagne de caractérisation et de l'élaboration du modèle, la halde était construite depuis 9 ans. Des problèmes associés au DMA étaient alors apparents et peu d'informations étaient disponibles quant aux modes d'intervention requis pour résoudre ce problème. Un modèle numérique a été réalisé pour prédire le comportement de la halde dans le temps et pour tenter de mettre en évidence des solutions pour diminuer le DMA. Ce modèle a été calibré en fonction des données acquises lors de la campagne de caractérisation et les données ont ensuite permis d'extrapoler le comportement de la halde jusqu'à 15 ans. Dans ce genre de situation, il est inutile d'extrapoler sur de très longues périodes puisque les propriétés de la halde varient en fonction du temps (perméabilité, propriétés chimiques, etc.).

Pour cette thèse, nous avons utilisé le modèle TOUGH AMD développé à partir de TOUGH2 (Pruess, 1987) et adapté pour le DMA par Lefebvre (1994). Nous avons repris

le cas de la mine Doyon qui était bien documenté et avons fait des simulations à partir des propriétés de cette halde. Nous avons comparé, de façon numérique, quelles auraient été les problèmes associés au DMA si la halde sud de la mine Doyon avait été construite par entremêlement par couches. Ce chapitre présente le modèle utilisé et les résultats obtenus de la modélisation de la halde sud avec et sans empilement par couches.

8.2 Modélisation numérique du DMA dans une halde de stériles

Le modèle numérique servant à la représentation du DMA dans une halde de stériles devait posséder plusieurs caractéristiques particulières. Cette section présente une description du modèle utilisé, des processus physiques qui doivent être représentés et du modèle conceptuel qui a été développé par Lefebvre (1994) pour simuler l'oxydation de la pyrite.

8.2.1 Description du programme TOUGH AMD

Le programme TOUGH AMD est issu de TOUGH2 (deuxième version de Transport of Unsaturated Groundwater and Heat) (Pruess, 1987 et 1991). TOUGH2 est un programme général utilisé pour simuler l'écoulement multiphase (liquide ou gazeux), multicomposant (eau, huile, oxygène, azote, etc.) et le transfert de chaleur pour les milieux poreux ou fracturés. Les changements apportés par Lefebvre (1994) pour adapter ce modèle au DMA sont d'abord d'avoir séparé la phase gazeuse de l'air en deux (puisque l'oxydation de la pyrite implique seulement la consommation de l'oxygène) et d'avoir intégré un modèle de réaction d'oxydation de la pyrite qui est en fait le moteur des phénomènes de diffusion et de convection.

Trois composantes sont considérées dans le modèle TOUGH AMD : l'eau, l'oxygène et les autres gaz. Pour définir un système à trois composantes et pour inclure les effets thermiques, quatre variables primaires sont requises. La fraction

de masse de l'oxygène dans l'air a donc été ajoutée aux trois variables primaires déjà considérées dans TOUGH2 soient : la pression, la saturation en eau et la température.

Dans une halde de stériles, la pyrite est contenue dans la roche et est entourée de différents minéraux. L'oxydation de la pyrite s'effectue de la surface vers le centre des fragments rocheux. Lorsque la pyrite entourant la roche est entièrement oxydée, il faut que l'oxydant pénètre dans la roche pour atteindre la pyrite non oxydée. Le fragment de roche montre une zone externe où la pyrite est entièrement oxydée et une zone interne où elle n'a pas encore réagi. Le modèle conceptuel d'oxydation de la pyrite utilisé est présenté à la section 8.2.3.

8.2.2 *Processus physiques devant être représentés*

Les processus rattachés au DMA dans une halde de stériles impliquent les trois phases principales à savoir gazeuse, liquide et solide. En effet, puisque le DMA se fait dans un milieu partiellement saturé, une phase gazeuse est requise. De plus, les contaminants sont transportés via une phase liquide et finalement, la pyrite étant une phase solide, cette phase doit aussi être représentée. Le modèle utilisé considère la phase solide comme un ensemble. Il considère les échanges d'eau et d'oxygène à travers les phases liquide et gazeuse puisque ces échanges jouent un rôle important sur le transfert de chaleur et la distribution de la saturation en eau. Le modèle numérique considère donc la présence des trois phases et la phase gazeuse est divisée en deux : l'oxygène et les autres gaz. Trois processus physiques sont impliqués dans le DMA :

- le transfert de masse par convection;
- le transfert de masse par diffusion;
- le transfert de chaleur.

Le transfert de masse par convection peut être représenté par l'équation de Darcy utilisant les propriétés capillaires et les perméabilités relatives du milieu poreux. Cette représentation prend en considération l'infiltration de l'eau et la convection des gaz sous des gradients de pression et de température. Le transfert de masse peut aussi se faire par diffusion moléculaire suite à un gradient de concentration. Finalement, le transfert de chaleur doit être pris en considération parce que l'oxydation de la pyrite est une réaction fortement exothermique qui génère de hautes températures.

8.2.3 *Modèle conceptuel d'oxydation de la pyrite*

Les modèles de réaction de la pyrite doivent faire le lien entre la cinétique d'oxydation de la pyrite en surface et le taux de pyrite qui s'oxyde dans les fragments rocheux où elle est plus difficilement accessible. Les modèles doivent considérer la concentration de la pyrite exposée en surface et à l'intérieur de la roche et l'accès par diffusion à la pyrite à l'intérieur. Les modèles doivent aussi prendre en considération la diminution de la concentration de la pyrite et l'impact sur le taux d'oxydation. Plusieurs modèles existent déjà mais Lefebvre (1994) a développé un modèle qui prend en considération tous les phénomènes cités précédemment en plus de considérer la diminution de la concentration de l'oxygène dans les pores de la halde et le dégagement de chaleur produit par l'oxydation de la pyrite.

Le modèle de réaction de la pyrite utilise uniquement l'oxygène comme oxydant de la pyrite et crée ainsi un lien direct entre la concentration en oxygène dans la phase gazeuse et le taux d'oxydation de la pyrite. L'avantage de cette hypothèse est qu'il n'est pas nécessaire de modéliser les produits de lixiviation tel le fer ferrique qui agit normalement comme oxydant aussi. Le modèle considère les effets de la cinétique de réaction de la pyrite en surface et du taux de diffusion de l'oxygène dans le stérile comme paramètres contrôlant le volume de pyrite qui

s'oxyde. Le modèle néglige cependant de prendre en considération les effets du pH, Eh et de la concentration en ions sur le taux de réaction de la pyrite. Certains paramètres qui limitent le taux d'oxydation de la pyrite ont été pris en considération. Par exemple, on considère que l'accroissement de température limite la croissance des bactéries en influençant la solubilité de l'oxygène dans l'eau. Pour plus de détails concernant la formulation du modèle de réaction de la pyrite, on doit se référer à la thèse de doctorat de Lefebvre (1994).

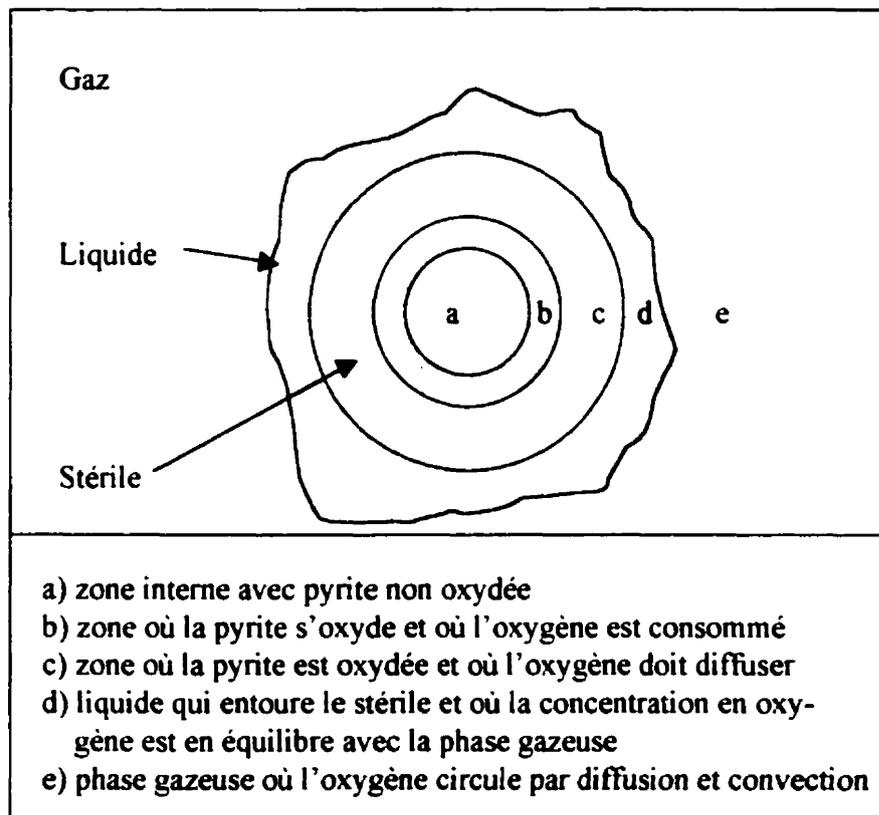


Figure 8.1 - Modèle du noyau de réaction de la pyrite dans les stériles miniers (adapté de Lefebvre, 1994)

8.3 Conditions de modélisation

8.3.1 Maillage

La halde de la mine Doyon a été modélisée en considérant seulement la moitié puisqu'elle est à peu près symétrique et que les calculs étaient de beaucoup simplifiés. La largeur au sol de la moitié de la halde est de 55 mètres et la hauteur maximale est de 30 mètres. La pente est de 1/1. Dans la halde sans entremêlement par couche, des éléments de 3 mètres par 3 mètres ont été discrétisés. Une partie des éléments discrétisés était active et participait au DMA et une autre partie était inactive et servait à établir les conditions aux limites. La figure 8.2 présente le maillage.

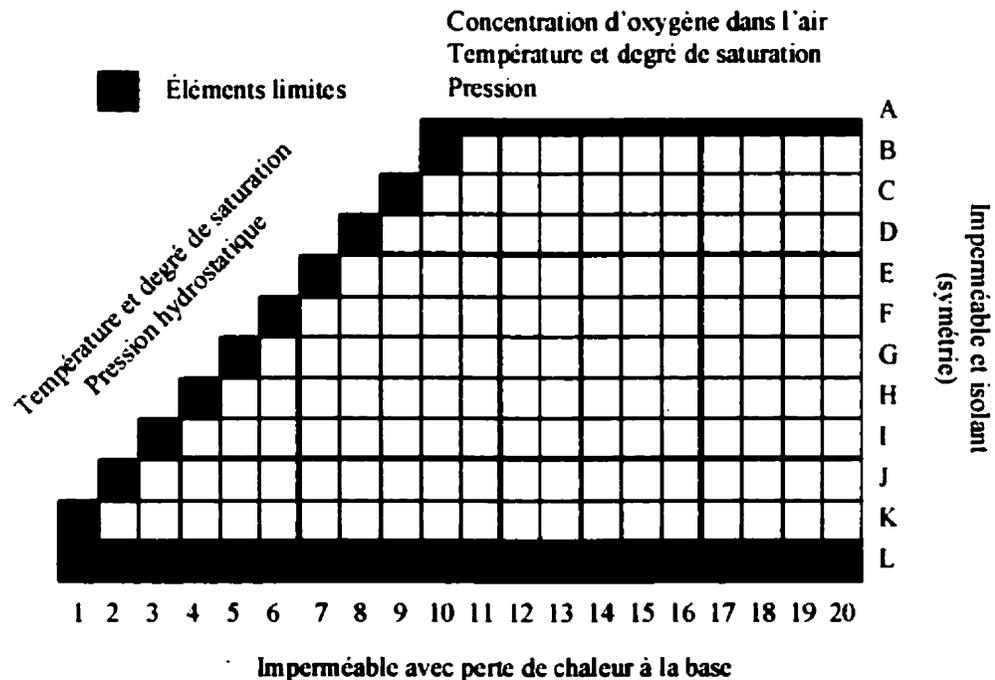


Figure 8.2 – Description du maillage de la moitié de la halde sud de la mine Doyon et conditions aux limites

Un total de 145 éléments actifs a été représenté et 41 éléments inactifs. Les éléments inactifs, représentés en foncé sur la figure 8.2 sont localisés tout autour

de la halde et ne servent qu'à établir les conditions aux limites. Mentionnons que le dernier rang d'éléments, le rang L, a été discrétisé en simulant une pente pour qu'il y ait drainage vers l'extérieur de la halde. Les figures 8.3 à 8.5 présentent le maillage utilisé pour simuler la présence de couches de matériaux fins distribuées à l'intérieur de la halde. Trois cas ont été étudiés soit une, deux et trois couches de matériaux fins réparties uniformément sur la hauteur de la halde. Les éléments représentant les couches de matériaux fins ont des dimensions de 3 mètres de largeur par 1 mètre d'épaisseur. Pour ne pas avoir à refaire le maillage de la halde au complet, les couches de stériles au-dessous et au-dessus de la couche de matériaux fins ont été raffinées en considérant des éléments de trois mètres de largeur par un mètre de hauteur. Le raffinement des couches de matériaux fins a été un paramètre à l'étude et des simulations ont été faites en séparant la couche de matériaux fins en trois épaisseurs. Les temps de calculs étaient extrêmement longs et n'apportaient pas de précision ou d'informations qui justifiaient ce raffinement. Il a donc été décidé que les couches de matériaux fins seraient représentées par une ligne d'éléments de 1 mètre d'épaisseur.

8.3.2 *Conditions limites*

Les éléments permettant de représenter les conditions aux limites sont montrés sur les figures 8.2 à 8.5 en ombrés. Ces éléments ne participent pas à l'écoulement et ne servent qu'à fixer les conditions de pression, température, saturation en eau et fraction molaire de l'oxygène atmosphérique. Pour tous les éléments limites exceptés ceux de la ligne L, les conditions de pression ont été calculés à partir de l'élévation en partant de 100 kPa à la surface de la halde, la température est de 5 °C, le degré de saturation en eau est de 0,42 et la fraction molaire d'oxygène dans l'air est de 23,149%. La température a été fixée en considérant une moyenne annuelle. Le degré de saturation en eau a été fixé en considérant une infiltration en eau moyenne correspondant au total des précipitations sur une année pour la région de la mine Doyon. Finalement, la fraction molaire d'oxygène est représentative de la quantité présente dans l'air. La ligne A était d'épaisseur

infiniment petite puisqu'elle ne servait qu'à établir les conditions limites. Quant à la ligne L, la saturation en eau de cette couche est très élevée car elle agit comme un drain.

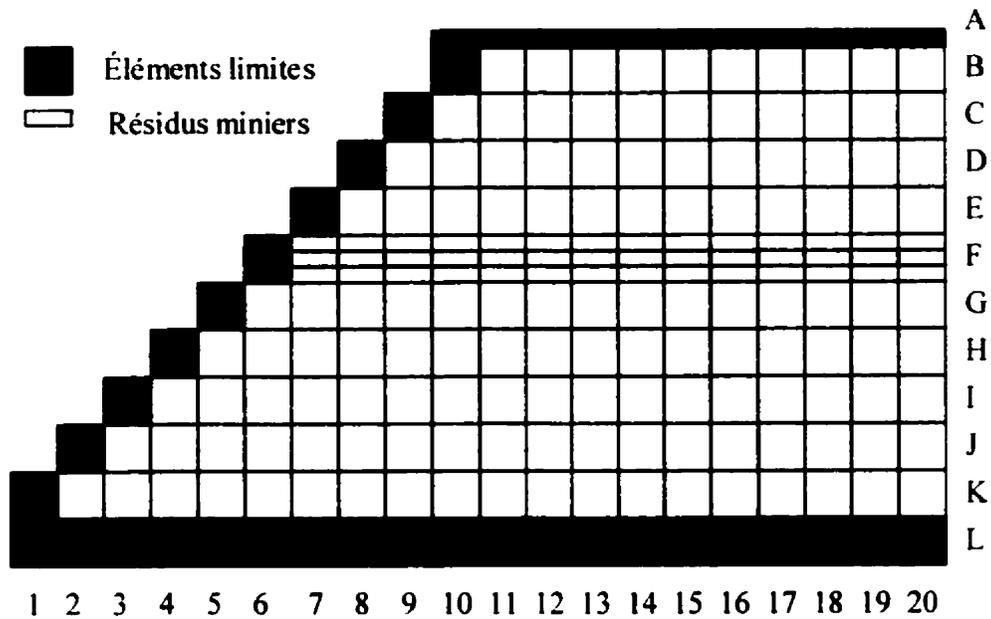


Figure 8.3 – Maillage de la moitié de la halde sud de la mine Doyon avec une couche de résidus miniers compactés

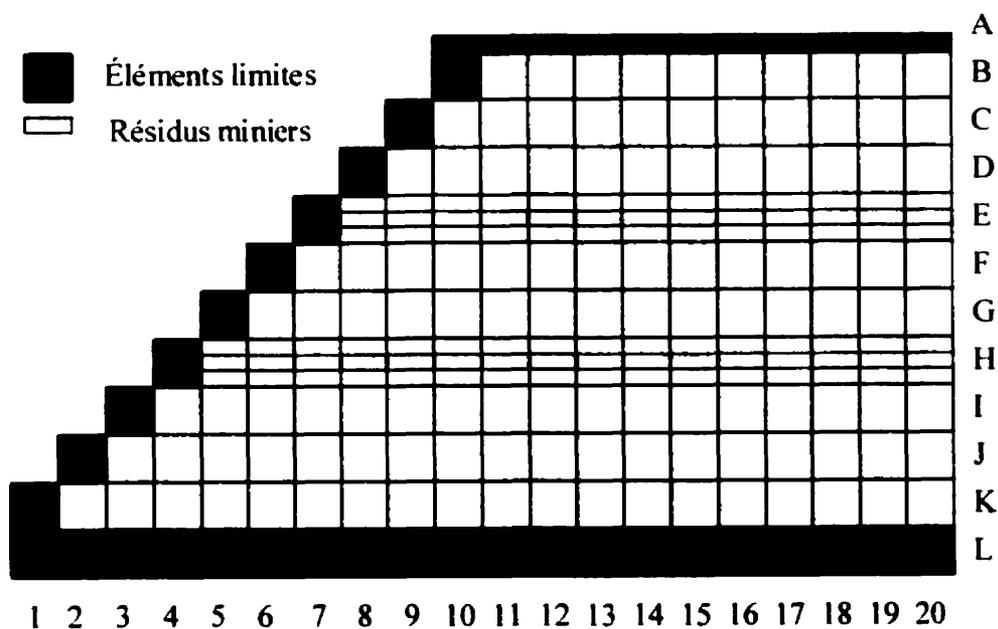


Figure 8.4 – Maillage de la moitié de la halde sud de la mine Doyon avec deux couches de résidus miniers compactés

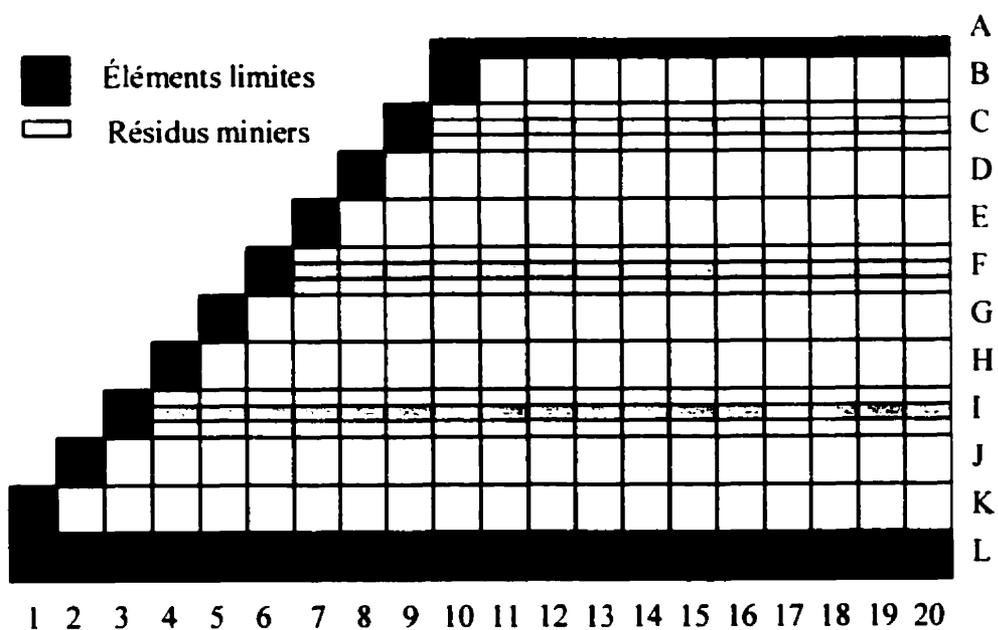


Figure 8.5 – Maillage de la moitié de la halde sud de la mine Doyon avec trois couches de résidus miniers compactés

8.3.3 *Conditions initiales*

Avant de faire des simulations de DMA, les conditions initiales correspondaient aux conditions limites sur chacune des lignes, c'est-à-dire que les conditions initiales de la ligne B étaient celles de l'élément limite en B et ainsi de suite. Ensuite, nous avons fait des simulations en ne considérant que l'écoulement de l'eau sans qu'il y ait de DMA. Ces simulations permettaient de faire un calcul précis de la valeur de la pression et de la saturation en eau pour chaque élément et permettaient aussi de réduire considérablement le temps de calcul lorsqu'on simulait le DMA. Ces simulations étaient faites jusqu'à ce qu'il y ait équilibre dans le système. Ensuite, les conditions finales de chaque élément étaient copiées dans un nouveau fichier et servaient de point de départ pour la modélisation avec le DMA. Cette procédure a été suivies pour toutes les simulations.

8.3.4 *Propriétés des stériles*

Les propriétés des stériles proviennent de la thèse de doctorat de Lefebvre (1994) et correspondent à celles qu'il a utilisées pour modéliser la halde sud de la mine Doyon. Les propriétés sont présentées au tableau 8.1. Le modèle mathématique utilisé pour évaluer le coefficient de diffusion effectif des stériles est un modèle linéaire. Il est approprié pour les matériaux à granulométrie très grossière. Il est important de remarquer que la perméabilité verticale de la halde sud est supposée à deux fois et demi plus faible que la perméabilité horizontale. Ce phénomène est souvent observé dans les haldes de stériles et est dû à la ségrégation des matériaux lors de leur mise en place. L'inconvénient est que l'air qui circule dû à la convection est favorisé par des couches horizontales de forte perméabilité.

8.3.5 Propriétés des résidus miniers

Les principales propriétés des résidus miniers ont été déterminées par des essais de laboratoire (voir chapitre 5). Certaines ont été obtenues dans la littérature et d'autres sont uniquement basées sur des hypothèses. On peut cependant considérer que les propriétés montrées au tableau 8.2 sont réalistes et représentatives des résidus miniers de la mine Selbaie utilisés pour faire la modélisation numérique. Tout comme pour les stériles, le coefficient de diffusion effectif est évalué selon un modèle linéaire et dans le cas des résidus miniers, le coefficient est largement surestimé. Des modifications au logiciel TOUGH AMD auraient pu être faite mais une étude de sensibilité a démontré que pour cette application, la variation du coefficient de diffusion effectif n'était pas le paramètre qui affectait le plus le comportement de la halde composite.

Tableau 8.1 – Propriétés des stériles miniers et de la base (Lefebvre, 1994)

Propriétés	Symboles, valeurs et unités
Constante volumétrique d'oxydation	$K_{ox} = 0,75 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$
Temps total diffusion/chimie	$t_d/t_c = 2,5$
Fraction de masse de pyrite dans les solides	$W_{py} = 0,07$
Perméabilité horizontale	$K_h = 2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2$
Perméabilité verticale	$K_v = 1,0 \times 10^{-9} \text{ m}^2$
Porosité	$n = 0,33$
Masse volumique des solides	$\rho_s = 2740 \text{ kg/m}^3$
Conductivité thermique sèche	$\lambda_d = 0,9 \text{ W/m}^\circ\text{C}$
Conductivité thermique saturée	$\lambda_w = 3,7 \text{ W/m}^\circ\text{C}$
Chaleur spécifique des solides	$c_{ps} = 837 \text{ J/kg}^\circ\text{C}$
Conductivité thermique de la base	$\lambda = 1,55 \text{ W/m}^\circ\text{C}$
Masse volumique de la base	$\rho_b = 2008,6 \text{ kg/m}^3$
Chaleur spécifique de la base	$c_p = 1504 \text{ J/kg}^\circ\text{C}$
Coefficient de diffusion standard	$D_0 = 2,13 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
Coefficient de diffusion de la température	$\theta = 1,80$
Tortuosité	$\tau = 0,7$
Parametre "m" de Van Genuchten	$m = 0,23$
Parametre "α" de Van Genuchten	$\alpha = 0,504 \text{ Pa}^{-1}$
Degré de saturation résiduel en eau	$S_{wr} = 0,14$

8.3.6 Choix des simulations

Avant de faire des modélisations sur la halde de stériles, nous avons vérifié le comportement de la couche de résidus miniers placée en sandwich entre des matériaux granulaires ayant peu de capacité à retenir l'eau. Les simulations ont été faites pour vérifier l'influence des cycles de mouillage-séchage sur la saturation de la couche de matériaux fins.

Tableau 8.2 – Propriétés des résidus miniers de Selbaie

Propriétés	Symboles, valeurs et unités
Constante volumétrique d'oxydation	$K_{ox} = 0,75 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$
Temps total diffusion/chimie	$t_d/t_c = 2,5$
Fraction de masse de pyrite dans les solides	$W_{py} = 0,07$
Perméabilité horizontale	$K_h = 1,0 \times 10^{-14} \text{ m}^2$
Perméabilité verticale	$K_v = 1,0 \times 10^{-14} \text{ m}^2$
Porosité	$n = 0,40$
Masse volumique des solides	$\rho_s = 2800 \text{ kg/m}^3$
Conductivité thermique sèche	$\lambda_d = 0,9 \text{ W/m}^\circ\text{C}$
Conductivité thermique saturée	$\lambda_w = 3,7 \text{ W/m}^\circ\text{C}$
Chaleur spécifique des solides	$c_{ps} = 840 \text{ J/kg}^\circ\text{C}$
Conductivité thermique de la base	$\lambda = 1,55 \text{ W/m}^\circ\text{C}$
Masse volumique de la base	$\rho_b = 2008,6 \text{ kg/m}^3$
Chaleur spécifique de la base	$c_p = 1504 \text{ J/kg}^\circ\text{C}$
Coefficient de diffusion standard	$D_0 = 2,13 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$
Coefficient de diffusion de la température	$\theta = 1,80$
Tortuosité	$\tau = 0,1$
Paramètre "m" de Van Genuchten	$m = 0,549$
Paramètre "α" de Van Genuchten	$\alpha = 0,00008 \text{ Pa}^{-1}$
Degré de saturation résiduel en eau	$S_{wr} = 0,26$

Sur la halde de stériles, les simulations ont été faites sur un période de 10 ans. La période de 10 ans permet à tous les mécanismes de se mettre en place et donne une bonne idée du comportement de la halde. Quatre cas ont été modélisés.

D'abord, le cas de base, présenté par Lefebvre (1994) a été repris pour fins de comparaisons. Ensuite, à ce cas de base, nous avons fait des simulations avec une, deux et trois couches de résidus miniers. Ces simulations ont permis de mettre en évidence l'influence de l'épaisseur des couches de stériles quant au comportement de la halde après 10 ans de DMA.

8.4 Variation des conditions hydriques dans les couches de matériaux fins

L'hypothèse de base de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches est que les couches de matériaux fins, formées de résidus miniers, demeureront saturées et ce, même en période de sécheresse. Pour vérifier cette hypothèse, nous avons discrétisé un élément de résidus miniers en 2 dimensions, d'une longueur de 3 mètres et d'une hauteur de 0,7 mètre compris entre deux couches de stériles de 0,6 et 0,5 mètres d'épaisseur. Les conditions initiales en terme de saturation correspondent aux conditions qui seraient normalement obtenues lors de la mise en place par compactage.

La figure 8.6 présente l'élément discrétisé et ses dimensions. Nous avons fait une simulation sur une année pour voir si les conditions se modifieraient en fonction du temps et seulement sous l'effet de la gravité. On considère que les couches de matériaux fins au centre de la halde ne subiront pas ou très peu, d'évaporation. Par la suite, nous avons simulé un apport d'eau pendant 1 mois et observé la modification du degré de saturation. Nous avons alterné des périodes de mouillage-séchage pendant 3 ans en faisant alterner 1 an d'apport d'eau puis 1 mois sans eau ensuite un mois d'apport d'eau et finalement un an de sécheresse. Les résultats sont présentés à la figure 8.7.

Sur la figure 8.7, on remarque que le degré de saturation des couches de matériaux fins est toujours le même et très près de la saturation maximale. Pour les couches de stériles, il varie un peu, en fonction de l'apport d'eau. Les stériles sont des particules grossières qui ne possèdent pas de capacité à retenir l'eau puisqu'elles ont une pression d'entrée d'air très faible. On peut cependant conclure de ces simulations que peu importe l'apport

d'eau, les couches de matériaux fins ne vont pas se désaturer par effets de la gravité. Rappelons que nous ne considérons pas les effets de séchage dus à l'évaporation.

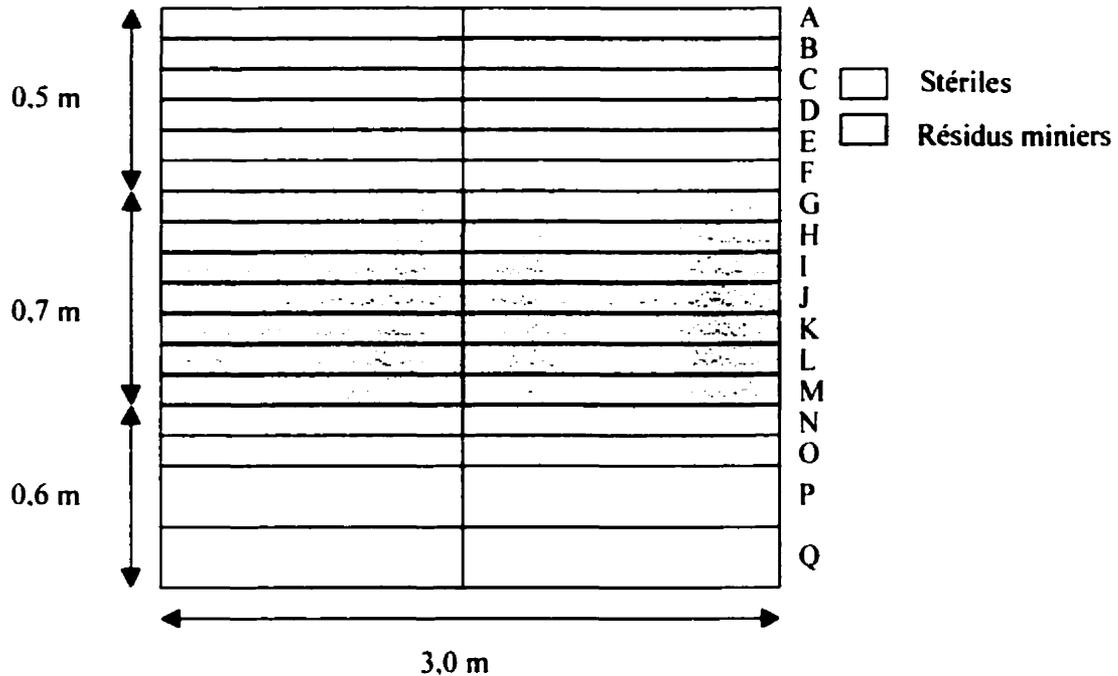


Figure 8.6 – Discrétisation d'une colonne utilisée pour simuler l'écoulement dans des stériles et des résidus miniers compactés

Les résultats de la figure 8.7 montrent bien que peu importe l'apport d'eau sur l'élément, la saturation dans les couches de matériaux fins demeure toujours la même, une fois l'équilibre atteint. Nous n'avons pas fait de simulations sur de très courtes périodes (moins de 24 heures) car c'est bel et bien la saturation atteinte à l'équilibre qui nous intéresse. Si on néglige les effets d'évaporation, la modélisation montre bien que les couches de matériaux fins demeurent saturés même suite à de très longues périodes sans apport d'eau. Cet aspect est la base du principe des barrières à effets capillaires et il est bien démontré grâce à la modélisation numérique.

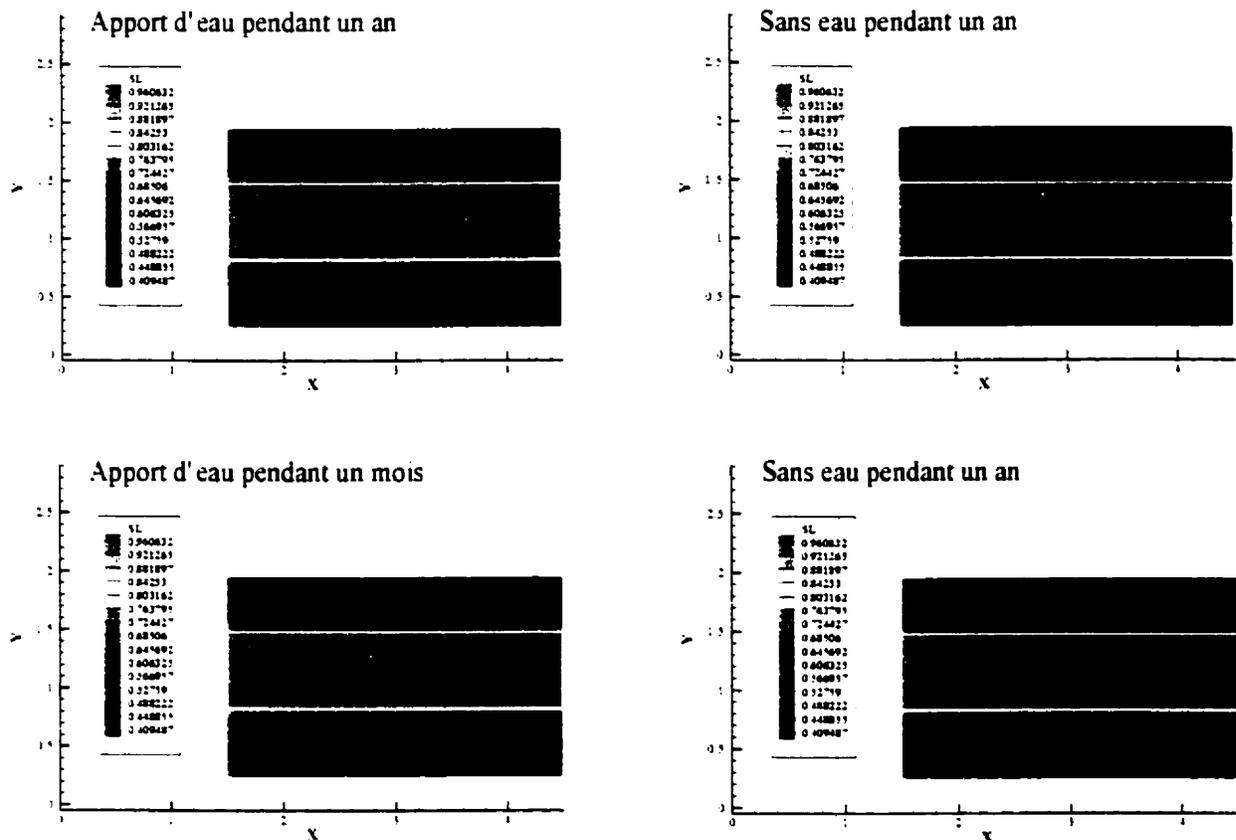


Figure 8.7 – Effet de l’apport d’eau sur la distribution de la saturation en eau pour des stériles et des matériaux fins

8.5 Présentation des résultats de la modélisation de la halde de stériles

La modélisation a été réalisée pour une période de 10 ans. Il n’est pas utile de modéliser les processus associés au DMA sur de trop longues périodes puisque les propriétés des matériaux peuvent varier en fonction du temps. Les résultats démontrent cependant l’efficacité des couches dans le cas de la mine Doyon et grâce à la modélisation numérique, on peut optimiser le design en terme d’espacement des couches à travers la halde.

8.5.1 Halde de Doyon sans entremêlement par couche

La figure 8.8 montre la distribution de la saturation en eau, la température et la fraction d'oxygène dans la halde de la mine Doyon telle qu'elle a été modélisée par Lefebvre (1994).

Les résultats montrent un degré de saturation constant dans la halde et équivalent au degré de saturation imposé aux éléments limites. Les résultats montrent aussi l'accroissement de la température au centre de la halde dû aux réactions exothermiques de l'oxydation de la pyrite. La température atteint un maximum de 79 °C après 10 ans de DMA. Les valeurs mesurées par Gélinas et al. (1994) après 9 ans étaient de 65 °C. De plus, les vecteurs représentant la vitesse des gaz montrent bien combien la convection est importante et la halde de stériles ressemblent finalement à une énorme cellule de convection. La quantité d'oxygène à l'intérieur de la halde est importante ce qui est le moteur de l'oxydation. On retrouve plus de 20% d'oxygène dans les pores même à 50 mètres de profondeur. Plus il y a d'oxygène et plus il y a d'oxydation. Ainsi, plus la température augmente et plus l'air circule rapidement et plus il y a d'oxydation. C'est ce qui arrive effectivement à la halde sud de la mine Doyon. Le phénomène de convection thermique apporte de l'oxygène à de grandes profondeurs et d'après les travaux de Lefebvre (1994), le seul moyen efficace d'arrêter le processus serait d'empêcher l'oxygène de pénétrer en fabriquant par exemple une membrane autour de la halde. Ce processus est cependant coûteux et il est difficile de mettre en place une membrane de matériaux sur les pentes qui sont abruptes. Le phénomène de convection s'amplifie donc pour s'atténuer seulement lorsqu'il n'y aura plus de sulfures de disponibles pour l'oxydation.

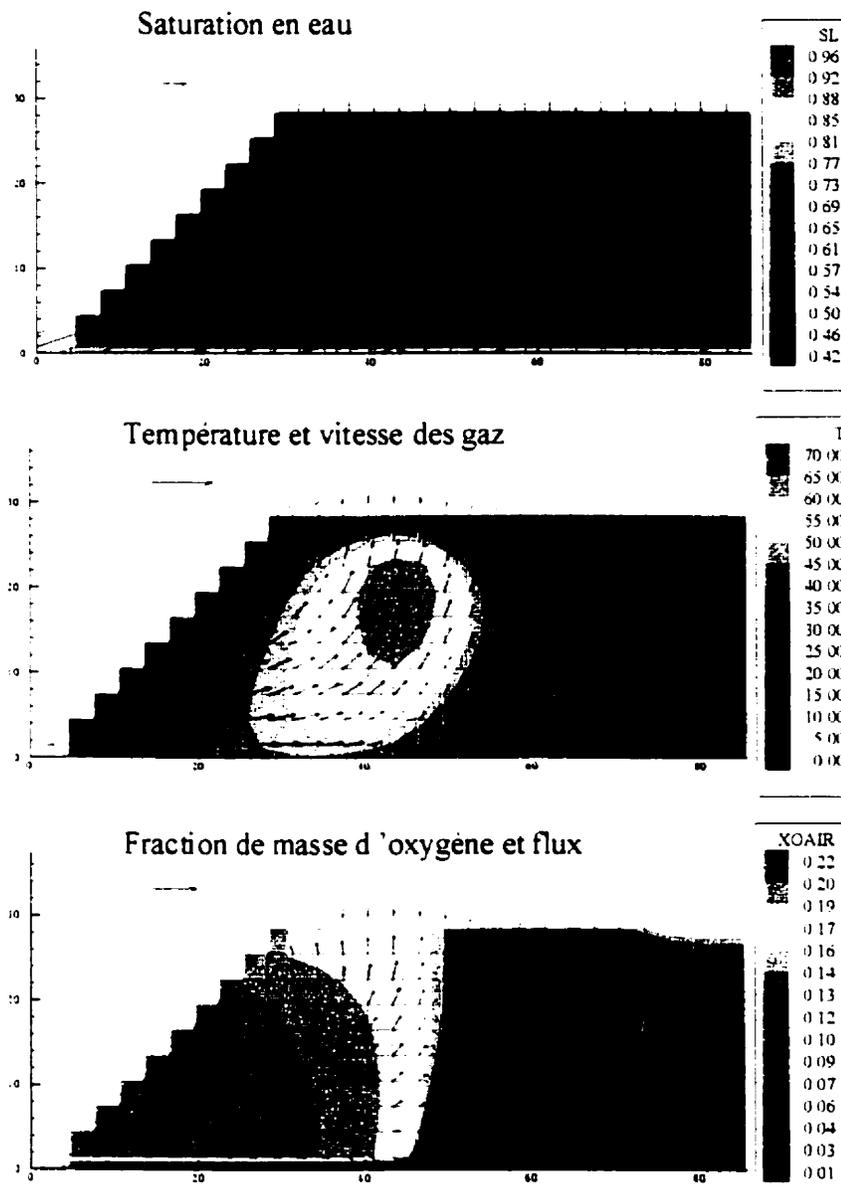


Figure 8.8 - Comportement de la halde de stériles de la mine Doyon après 10 ans

8.5.2 Entremêlement avec une couche de matériaux fins

La figure 8.9 montre le comportement de la halde de stériles avec une couche de résidus miniers compactés et localisés au centre de la halde. Le premier graphique montre la saturation en eau atteinte après 10 ans. Le degré de saturation dans la couche de matériaux fins est très près de 1 ce qui indique que cette couche joue

pleinement son rôle de barrière capillaire. Le graphique suivant montre la température atteinte dans la halde après 10 ans de DMA. La température au centre atteint des valeurs assez élevées de l'ordre de 40 °C. L'accroissement de température est une bonne indication du taux d'oxydation de la pyrite. Une valeur aussi élevée indique qu'il y a une importante quantité de pyrite qui s'oxyde.

Le troisième graphique montre la concentration d'oxygène dans la halde. On voit que l'oxygène pénètre à une profondeur assez importante de l'ordre de 30 mètres à la base. On voit aussi sur le deuxième graphique que les gaz circulent assez rapidement et en fait la couche de matériaux fins n'a comme effet que de couper la halde en deux et de former deux cellules de convection au lieu d'une seule. La mise en place d'une seule couche de matériaux fins dans la halde permet de réduire la quantité de pyrite qui s'oxyde en diminuant un peu l'approvisionnement en oxygène mais n'est pas suffisante sur une période de 10 ans.

Si on compare les résultats obtenus avec ceux de la figure précédente, le fait d'introduire une couche de matériaux fins au centre de la halde ralentit les problèmes associés au DMA sans toutefois complètement les arrêter. La modélisation a donc été réalisée avec deux couches de matériaux fins.

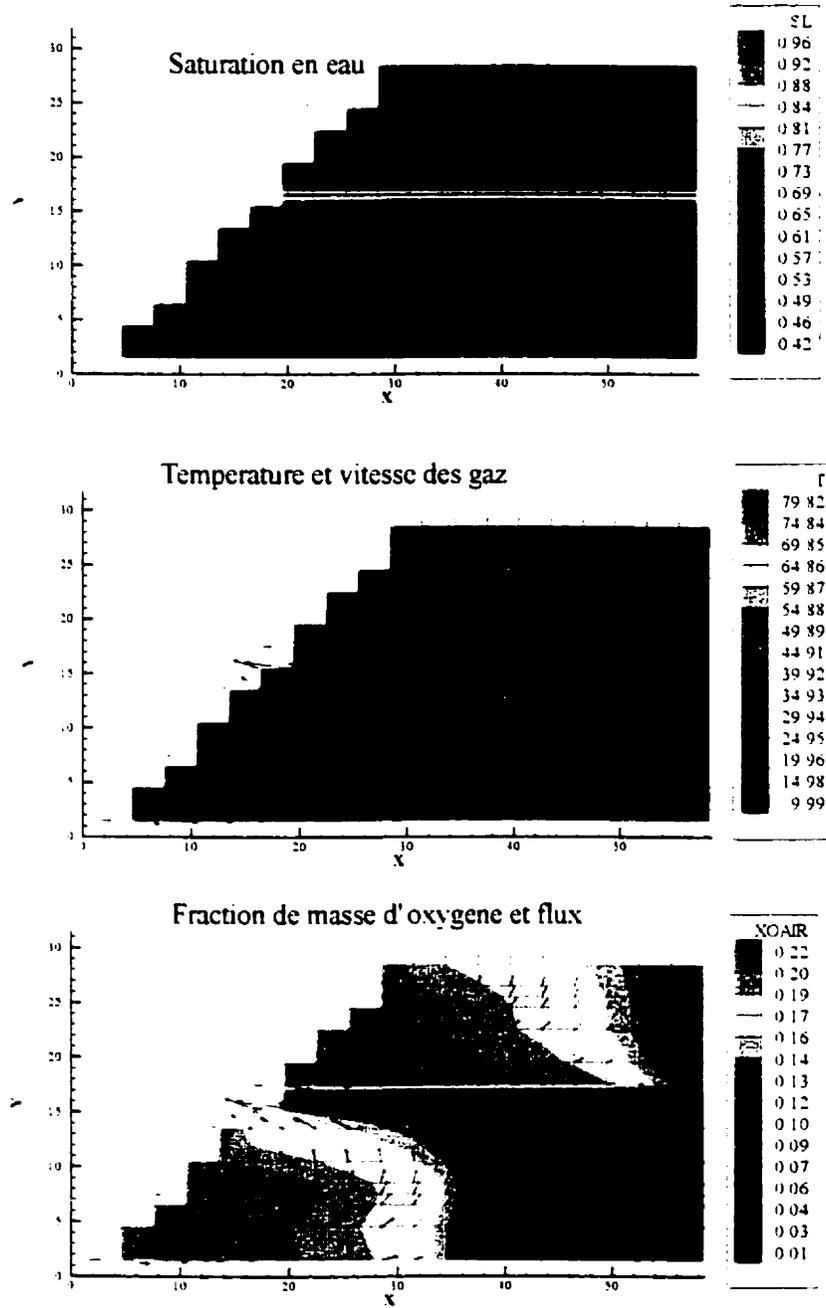


Figure 8.9 - Résultats de la modélisation numérique avec une couche de matériaux fins

8.5.3 *Entremêlement avec deux couches de matériaux fins*

La figure 8.10 présente les résultats de la modélisation pour la halde construite avec deux couches de résidus miniers. Le premier graphique de la figure montre le degré de saturation en eau et tout comme pour le cas précédent, on constate que les couches de matériaux fins atteignent une saturation presque totale. Quant à la distribution de la température, on remarque qu'elle a beaucoup diminué dans la halde par rapport à la halde sans couche ou même avec une seule couche. Elle atteint des valeurs maximales de 35 °C. Les problèmes de DMA ne sont pas complètement enrayés même si largement diminués. Il y a encore présence de convection thermique comme le montre la vitesse des gaz. Cette fois, on a trois petites cellules de convection mais qui sont beaucoup moins efficaces. En effet, l'oxygène pénètre à des profondeurs d'environ 20 mètres et à 30 mètres, il n'en reste pratiquement plus pour l'oxydation. Économiquement, il pourrait être avantageux d'installer seulement deux couches de matériaux fins mais il faudrait prévoir l'apparition de DMA peu de temps après la mise en place.

8.5.4 *Entremêlement avec trois couches de matériaux fins*

La figure 8.11 montre les résultats obtenus lorsqu'on introduit 3 couches de matériaux fins réparties uniformément sur la hauteur de la halde. Tout comme pour les cas précédents, le degré de saturation en eau des couches de matériaux fins est près de 1. Quant à la distribution de la température dans la halde, elle est réduite considérablement par rapport aux autres cas modélisés et atteint un maximum d'environ 26 °C au centre après 10 ans de DMA. C'est une nette amélioration comparativement au 79 °C atteint dans la halde sans la présence de couches de matériaux fins. De plus, on note, sur le troisième graphique, que l'oxygène pénètre beaucoup plus difficilement à l'intérieur de la halde et qu'il n'y a plus de grosses cellules de convection engendrées par les mouvements de l'air.

On forme de petites cellules en bordure de la halde mais ce n'est pas suffisant pour créer les problèmes connus à la mine Doyon.

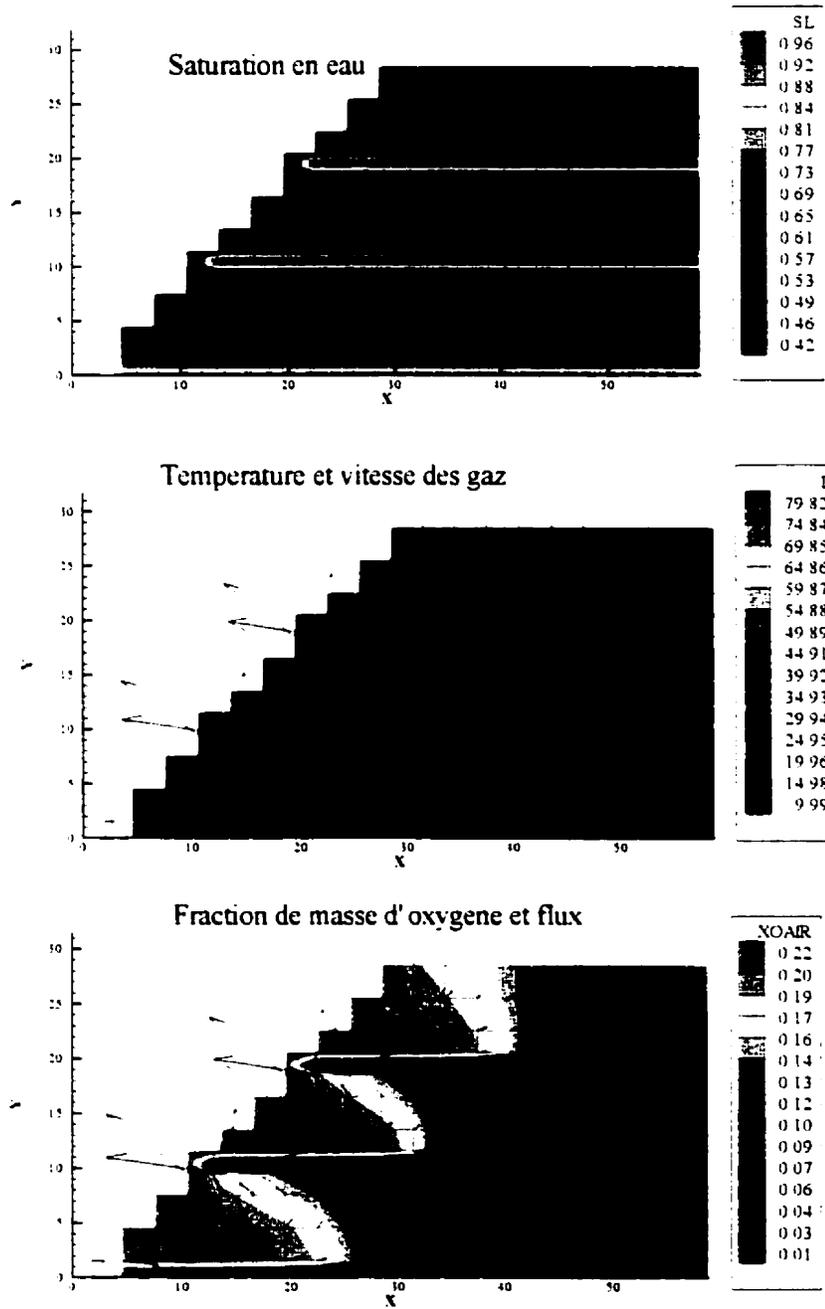


Figure 8.10 - Comportement de la halde avec deux couches de résidus miniers compactés

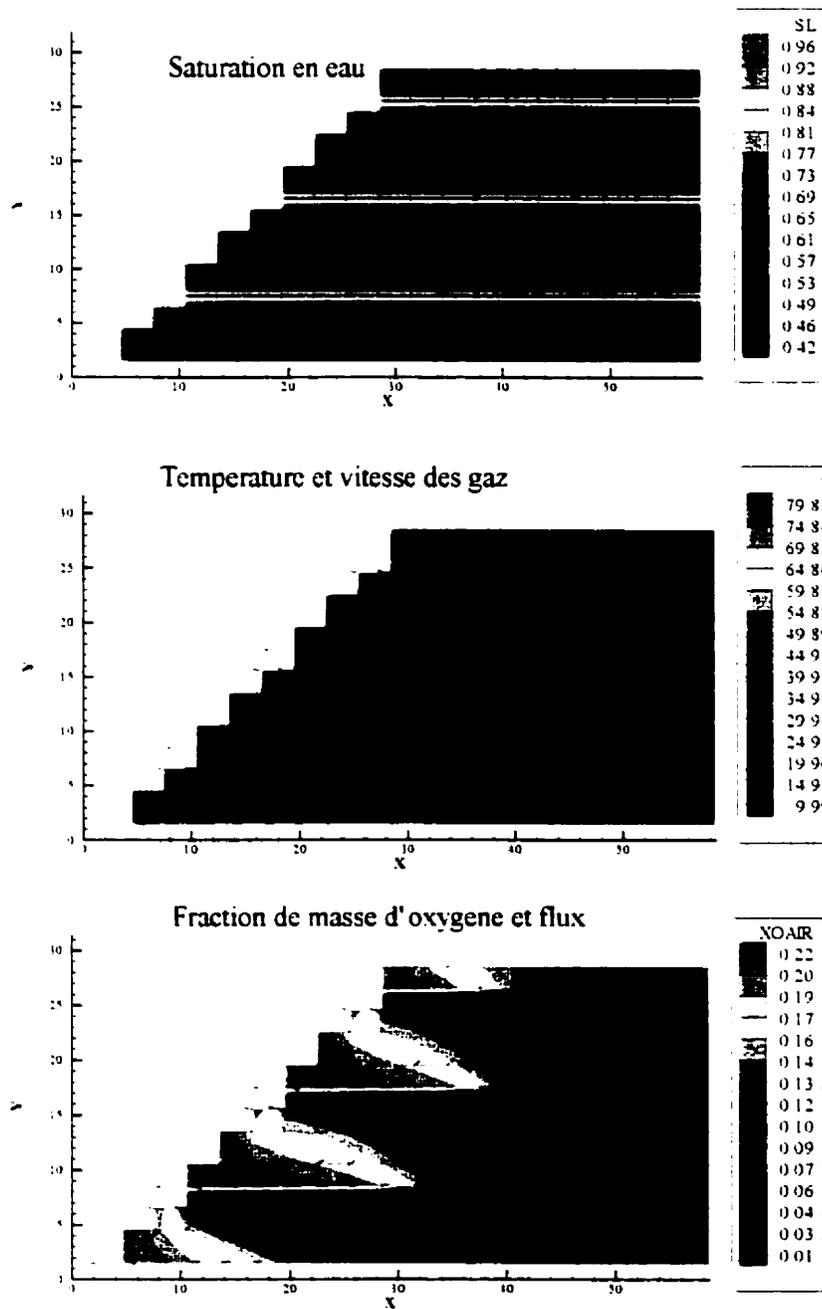


Figure 8.11 - Comportement de la halde avec trois couches de résidus miniers compactés

8.6 Évolution des conditions dans le temps

Le logiciel TOUGH AMD permet de suivre l'évolution moyenne de plusieurs paramètres en fonction du temps. Il s'agit bien sûr de valeurs moyennes sur l'ensemble de la halde mais cette évolution permet de comparer différentes alternatives entre elles. Les figures 8.12 à 8.14 montrent l'évolution de la température moyenne sur la période de 10 ans, de la concentration en oxygène et de la fraction de pyrite non oxydée. Sur chaque graphique, quatre courbes sont tracées : sans couche, avec une, deux et trois couches de résidus miniers. Tout dépendant du rendement qu'on veut obtenir, on peut choisir le nombre de couches à introduire dans la halde, ou plutôt d'espacement entre les couches de matériaux fins, et de la géométrie de la halde. Tout est évidemment fortement relié à des notions de coûts, notions qui sont abordées au chapitre 9.

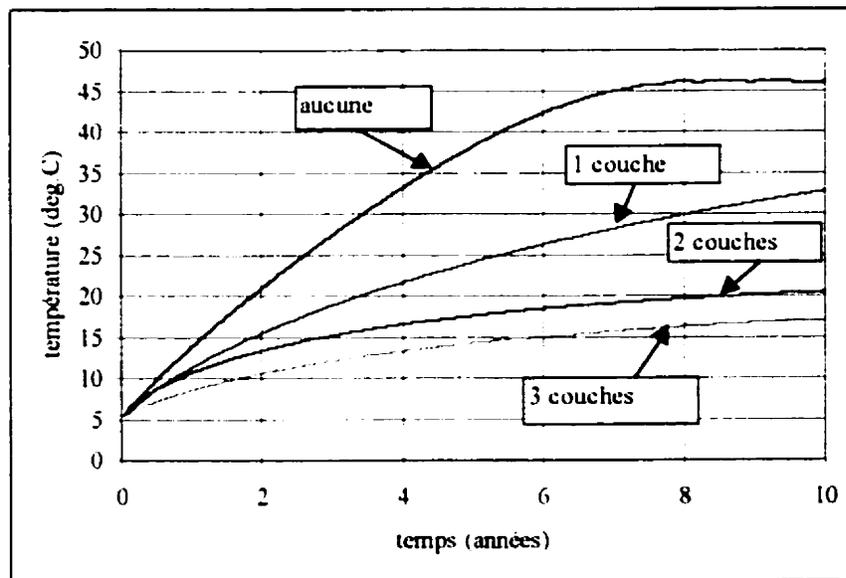


Figure 8.12 – Évolution de la température moyenne pour la halde sud de la mine Doyon avec et sans entremêlement par couches

L'évolution de la température montre que le fait d'introduire des couches de matériaux fins dans la halde diminue considérablement la température moyenne atteinte dans le cas où plus d'une couche est ajoutée. On remarque les mêmes avantages au niveau de la concentration moyenne d'oxygène et de la fraction de pyrite non oxydée.

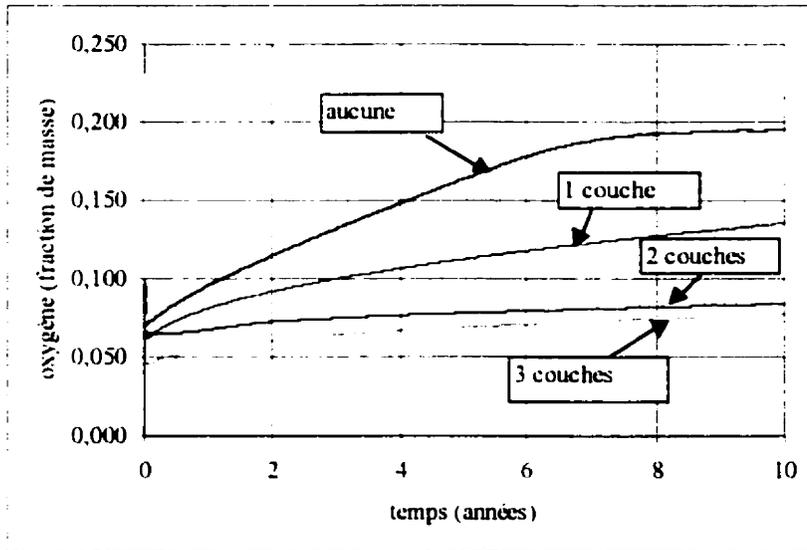


Figure 8.13 – Évolution de la concentration moyenne en oxygène dans la halde de stériles

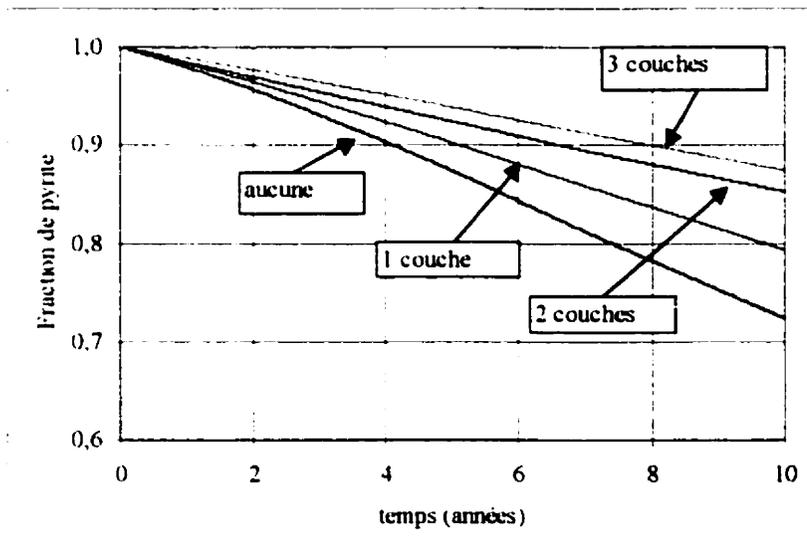


Figure 8.14 – Évolution de la fraction de pyrite non oxydée dans la halde de stériles

8.7 Conclusion

Les quatre cas modélisés ont montré que l'ajout de couches de matériaux fins à l'intérieur d'une halde de stériles est bénéfique pour lutter contre l'apparition de DMA. Le choix d'introduire 1 ou 3 couches de matériaux fins est fonction des coûts associés à la mise en place de ces couches mais également des propriétés des stériles et de la géométrie de la halde. On ne peut pas utiliser le cas de la mine Doyon comme étant un cas type. Chaque cas est particulier et demande une étude particulière. L'étude démontre aussi que lorsque c'est possible, il est beaucoup plus avantageux de fabriquer de petites haldes de stériles plutôt que d'énormes structures. Cependant, pour exercer une telle pratique, il faut de très grandes superficies. De plus, on a bien vu que si on peut empêcher l'amorce de la convection thermique, on enrayer les problèmes associés au DMA. Une technique qui serait tout aussi efficace serait de construire des couches de matériaux fins compactés en bordure de la halde. Le problème associé à cette technique est la difficulté de compacter des couches sur des pentes qui correspondent généralement à l'angle de repos des stériles. Pour que cette pratique soit réalisable, il faudrait adoucir les pentes des haldes ce qui demanderait là aussi de grandes superficies. Il est cependant clair que lorsque les stériles sont générateurs de DMA, il faut modifier la conception des haldes de stériles et trouver un moyen efficace de nuire à la circulation de l'air.

CHAPITRE IX

CONSIDÉRATIONS PRATIQUES ET ÉCONOMIQUES DE LA MISE EN PLACE D'UNE HALDE PAR ENTREMÊLEMENT PAR COUCHES

9.1 Introduction

Les haldes de stériles occupent une partie importante du territoire lors d'une exploitation minière à ciel ouvert. Certaines haldes peuvent avoir une hauteur allant jusqu'à 300 mètres et un volume supérieur à 500 Mm³. Ces structures représentent donc un investissement important tant au niveau monétaire qu'au niveau des ressources énergétiques. Elles n'ont généralement aucune utilité mais peuvent engendrer des problèmes environnementaux importants en étant une source potentielle de pollution. Ainsi, pour des raisons environnementales et économiques, le dimensionnement des haldes de stériles doit être sérieusement pris en considération puisqu'une mauvaise disposition des stériles peut engendrer de graves problèmes (McCarter, 1990).

La méthode d'entreposage des stériles par entremêlement par couches a comme objectif principal de retarder l'apparition des problèmes associés à l'oxydation des sulfures et de les minimiser. L'hypothèse de base qui est à l'origine de cette méthode est qu'il est plus économique de prévenir le DMA en intercalant des couches de résidus miniers compactés à intervalles réguliers plutôt que de récolter les eaux de drainage et de les traiter pendant des périodes souvent indéterminées mais pouvant aller à plusieurs dizaines d'années. De plus, les méthodes de restauration définitives d'une halde de stériles où les réactions d'oxydation sont déjà amorcées n'existent pas vraiment encore. On peut toujours recouvrir les haldes d'une barrière de recouvrement quelconque mais la halde est déjà gorgée de fer ferrique (un des principaux oxydants de la pyrite) et l'eau des pores est fortement acide et chargée d'ions métalliques. Tant que ces polluants sont mobiles dans la halde, il faut intercepter toutes les eaux qui sortent de la halde et continuer le traitement. Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de méthodes de prédiction quant à la durée potentielle de l'interception et du traitement suite à l'installation d'une barrière. Il nous a donc toujours semblé qu'il serait plus économique de prévenir le DMA. Ce chapitre a comme objectif d'associer un coût à la méthode d'entreposage des stériles par entremêlement par couches et de considérer la possibilité de neutraliser les couches avec des produits basiques pour les cas où les résidus miniers, utilisés dans la fabrication des couches, seraient acidogènes.

Les méthodes utilisées pour fins de comparaison sont celles qui sont éprouvées scientifiquement et qui ont déjà démontré leur efficacité du point de vue environnemental et qui ont déjà été utilisées pour restaurer ou pour traiter les eaux acides des rejets miniers. Les méthodes retenues sont :

- Le traitement des eaux interceptées à la chaux
- La relocalisation des stériles dans la fosse
- L'inondation subaquatique
- Le revêtement multicouche

Pour évaluer le potentiel de notre méthode, on a considéré le cas de la mine Doyon située en Abitibi. Cette mine possède une halde de stériles fortement réactifs et la méthode qui fût retenue pour contrer les effets de DMA est l'interception des eaux de drainage et le traitement à la chaux. On présente les coûts qui auraient pu être investis à la mine Doyon si on avait construit la halde avec la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches avec et sans ajouts basiques.

9.2 Classification des haldes de stériles

Les haldes de stériles peuvent être classées selon leur configuration. On retrouve donc les empilements construits en une seule couche ou en plusieurs. Dans certains cas, les stériles sont déversés dans une vallée que l'on remplit progressivement ou dans une dépression relativement importante. En fait, les empilements de stériles sont faits le plus près possible de l'exploitation minière pour éviter les coûts associés au transport et on les empile en tenant compte de la géographie et de la topographie du terrain. Certaines haldes sont drainées naturellement, d'autres permettent une accumulation de l'eau et deviennent saturées. Dans certains cas, on décide d'assurer un drainage artificiel pour différentes considérations.

9.3 Considérations techniques de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches

Le chapitre 3 a présenté en détail le principe de la méthode d'empilement par couches. Le chapitre 8, portant sur la modélisation numérique, a permis d'identifier que pour le cas de la mine Doyon, la présence de trois couches de matériaux fins réparties sur la hauteur de la halde serait techniquement la plus avantageuse pour limiter l'apparition du DMA. On considérera donc cette approche pour la suite de ce chapitre et l'évaluation des coûts.

9.3.1 Couches de matériaux fins

La modélisation numérique et l'évaluation des paramètres physiques a établi que les couches de résidus miniers devraient avoir une épaisseur d'au moins 1 mètre pour être efficace. Puisque la halde couvre une superficie de 53 ha, il faut 530 000 m³ de résidus miniers compactés pour chacune des couches (en négligeant les pentes). Pour trois couches, il faudra un total de 1 590 000 m³ de résidus miniers. Le tableau 9.1 résume les quantités de matériaux à prendre en considérations pour la halde sud de la mine Doyon.

Tableau 9.1 – Quantité de matériaux à prendre en considération pour le cas de la mine Doyon construite par entremêlement par couches (3 couches)

Paramètres	Quantités
Superficie de la halde	53 hectares
Quantité de stériles	21 Mtonnes
Volume de stériles	11,5 Mm ³
Hauteur moyenne de la halde	30 m
Nombre de couches de matériaux fins	3
Épaisseur des couches de matériaux fins	1 m
Volume de matériaux fins	1,6 Mm ³

En ce qui concerne l'ajout des produits basiques, les études sommaires réalisées en laboratoire tendent à démontrer qu'en ajoutant seulement 10% de matériaux basiques par rapport aux résidus miniers, le potentiel de neutralisation serait suffisamment augmenté pour contrôler l'apparition de DMA pour une période considérable. Des études plus approfondies sont présentement en cours à

l'Université Laval. Vu l'état actuel des connaissances sur ce sujet, nous retenons la teneur de 10% de produits basiques pour fins de comparaison.

Fortin (2000) a démontré que le ratio le plus avantageux du point de vue potentiel de neutralisation était de 10% pour un potentiel de neutralisation optimal. Il a aussi démontré que du point de vue neutralisation, l'option d'ajouter 3 couches de matériaux fins, amendés de matériaux basiques était plus avantageuse que celle où on ajoutait 5 couches. Il ne faut pas oublier que les couches de matériaux fins sont produites à partir de matériaux très acidogènes et que l'ajout de ces matériaux dans la halde augmente le potentiel d'acidification. Dans les faits, puisque les couches de matériaux fins vont demeurer très près de la saturation, il y aura peu d'oxydation des sulfures. En fait, il ne faut pas uniquement se baser sur le potentiel de neutralisation, tel qu'il est présenté au tableau 9.2 pour faire le choix d'une option. Il faut considérer l'influence de plusieurs paramètres. On remarque cependant que les résultats montrés au tableau 9.2 confirment le choix d'utiliser 3 couches de matériaux fins amendées de 10% de produits résiduels basiques. Ce tableau, adapté de Fortin (2000), présente les potentiels de neutralisation et d'acidification pour les différents matériaux impliqués et pour différents scénarios.

Tel que démontré au chapitre 6, les essais Proctor standard ont permis d'évaluer la masse volumique des résidus compactés que ce soit avec des boues rouges ou avec des poussières de four de cimenterie. Rappelons donc que pour les résidus miniers seulement, l'optimum Proctor est atteint à une valeur de teneur en eau de 18% et une masse volumique sèche de 1745 kg/m^3 . Pour un mélange de résidus miniers et de 10% de boues rouges, la teneur en eau à l'optimum est de 18% et la masse volumique sèche est de 1755 kg/m^3 . Pour un mélange de résidus miniers et de 10% de poussières de four, l'optimum est très semblable avec une teneur en eau de 18,5% et une masse volumique sèche de 1722 kg/m^3 . Lors de la mise en place de couche de matériaux fins, le compactage se ferait à une teneur en eau d'au moins 2% supérieure à l'optimum Proctor afin d'avoir un matériau le plus

impermeable possible. Le tableau 9.3 presente donc les teneurs en eau visees de meme que les masses volumiques correspondantes pour les residus miniers seuls et pour les melanges avec les poussieres de four de cimenterie et les boues rouges.

Tableau 9.2 – Évaluation des potentiels de neutralisation et d'acidification cumulatifs suivant les options d'introduire 3 couches de matériaux fins pour des mélanges à 5 et 10% de matériaux alcalins (adapté de Fortin, 2000)

Matériaux	Poussières de four	Boues rouges
Stériles	$-1,031 \times 10^9$	$-1,031 \times 10^9$
Résidus miniers	$-0,339 \times 10^9$	$-0,339 \times 10^9$
Ajouts basiques (5%)	$+0,097 \times 10^9$	$+0,043 \times 10^9$
PNN*	$-1,273 \times 10^9$	$-1,327 \times 10^9$
Stériles	$-1,031 \times 10^9$	$-1,031 \times 10^9$
Résidus miniers	$-0,321 \times 10^9$	$-0,321 \times 10^9$
Ajouts basiques (10%)	$+0,195 \times 10^9$	$+0,086 \times 10^9$
PNN*	$-1,157 \times 10^9$	$-1,266 \times 10^9$

* kg de H₂SO₄

Tableau 9.3 – Conditions de mise en place des matériaux fins

Matériaux fins	Teneur en eau (%)	Masse volumique sèche (kg/m ³)
Résidus miniers	18	1745
Résidus miniers + 10% poussières de four	20,5	1685
Résidus miniers + 10% boues rouges	20	1710

Nous avons établi que chaque couche de matériaux fins occupait un volume d'environ 530 000 m³. À partir des valeurs du tableau 9.3, on peut calculer les masses de résidus miniers, de poussières de four et de boues rouges requises pour construire les trois couches théoriquement nécessaires pour contrer les effets du DMA à la halde sud de la mine Doyon. Le tableau 9.4 présente ces valeurs. Les quantités présentés au tableau 9.4 sont des tonnes de produits secs et excluent l'eau. Les résidus miniers et les boues rouges sont très humides à l'origine. Les résidus miniers auront besoin d'être relativement secs avant leur mise en place. Les boues rouges sont humides mais leur teneur en eau, après sédimentation dans les bassins, permet de les mettre en place et de les mélanger avec les résidus miniers sans assèchement supplémentaire. Quant aux poussières de four, elles sont totalement sèches, ce qui leur confèrent un avantage puisqu'elles permettront d'assécher les résidus miniers.

Tableau 9.4 – Quantité de matériaux secs requis pour la fabrication des couches de matériaux fins dans la halde de stériles

Matériaux	Quantités (tonnes) Par couche	Quantités (tonnes) 3 couches de matériaux secs	Quantité (tonnes) 3 couches de matériaux humides
<i>Option 1 – Résidus miniers</i>			
Résidus miniers	924 850	2 774 550	3 329 460
<i>Option 2 – Résidus miniers + 10% poussières de four</i>			
Résidus miniers	811 864	2 435 592	2 922 710
Poussières de four	81 186	243 558	243 558
<i>Option 3 – Résidus miniers + 10% boues rouges</i>			
Résidus miniers	823 909	2 471 727	2 966 072
Boues rouges	82 391	247 173	296 608

Le concentrateur de la mine Doyon produit présentement près de 2500 tonnes de résidus miniers par jour à une teneur en eau de 50%. Il faut environ 850 000 tonnes de résidus miniers pour fabriquer une couche de matériaux fins (amendés ou non) ce qui représente la consommation de résidus miniers sur une période de 340 jours, soit près de un an. La halde sud de la mine Doyon a été construite sur une période d'environ 10 ans. Il aurait fallu construire trois couches de matériaux fins durant cette période ce qui aurait donc représenté la consommation d'environ 2 550 000 tonnes de résidus miniers soit l'équivalent de 1020 jours de production (presque trois ans). Ces résidus miniers n'auraient pas eu à être entreposés dans le parc, ce qui aurait représenté une économie substantielle (construction de digues, traitement à la chaux, ...).

9.3.2 *Assèchement des résidus miniers*

Il est primordial que les résidus miniers soient asséchés si un veut les mettre en place par compactage dans la halde de stériles. Les essais réalisés au chapitre 6 ont montré qu'à une teneur en eau d'environ 20%, les résidus miniers avec ou sans ajouts basiques, posséderaient des propriétés capillaires intéressantes leur permettant de demeurer saturés, empêchant ainsi la circulation de l'eau et de l'oxygène librement. À la sortie du concentrateur, les résidus miniers peuvent être dilués dans l'eau de manière très importante. On retrouve souvent plus de 50% d'eau dans la pulpe à la sortie. La séparation solides-liquides représente souvent l'opération unitaire la plus dispendieuse et elle peut même compter jusqu'à 50% des coûts de capital et d'opération d'un procédé (Ritcey, 1989).

Il existe plusieurs techniques pour séparer l'eau des résidus miniers. Les principales sont la filtration, l'épaississement ou le séchage. Pour choisir la technique la plus appropriée, il faut considérer le volume des résidus à assécher, la concentration en solides, la granulométrie et les caractéristiques de surface (Dahlstrom, 1980). Dans le cas d'assèchement des résidus en vue de les utiliser

comme membrane capillaire, une quantité importante d'eau doit être enlevée et les seules options raisonnables tant du point de vue technique qu'économique sont l'utilisation d'un épaisseur à haute capacité ou d'un filtre à ceinture horizontale. L'assèchement des résidus par une technique dite de séchage serait trop exigeante au niveau de la demande en énergie. Cette technique est plutôt utilisée pour enlever le surplus d'eau à la fin d'un procédé et vise des résidus dont la teneur en eau est inférieures à 15%.

9.3.2.1 Épaisseur à haute capacité

L'épaississement consiste à éliminer une partie de l'eau contenue dans la pulpe pour en concentrer les particules solides. Le principe de base est l'utilisation de la gravité pour favoriser la sédimentation des particules solides à l'intérieur d'un bassin circulaire. Pour augmenter le taux de sédimentation, l'utilisation d'agent flocculant est recommandée. En effet, l'agent flocculant permet aux particules de s'agglomérer et de sédimenter plus rapidement (loi de Stokes).

L'épaisseur à haute capacité nécessite moins de surface unitaire par rapport à un épaisseur normal et il constitue donc l'option la plus économique du point de vue du coût en capital par unité de surface. On peut estimer le coût en capital à l'aide de la relation suivante (Mular et Poulin, 1998) :

$$\text{Coût (\$US)} = aX^b \quad (9.1)$$

Où a et b sont des paramètres empiriques fonction de la surface de sédimentation et X représente le diamètre du bassin. Les conditions suivantes sont à considérer (Mular et Poulin, 1998) et Fortin (2000) :

- La surface spécifique d'un résidu d'or varie entre 4 et 10 ft²/tpd ($4,1 \times 10^{-3}$ et $10,2 \times 10^{-3}$ m²/kg)

- Le concentrateur de la mine Doyon produit environ 2 750 tonnes de résidus miniers par jour soit 2 500 tonnes métriques
- La surface requise de l'épaississeur est de $2\,750\text{ tn} \times 7\text{ ft}^2/\text{tpd} = 19\,250\text{ ft}^2$ (1 790 m²)
- Diamètre requis de 156 pieds (48 m)
- $a = 133,7$ et $b = 1,698$
- Le coût en capital d'après l'équation 9.1 est de 700 000\$US ou environ 1,025 M\$ canadiens

À ce montant, il faut ajouter les coûts d'opération qui sont évalués à 0,21 \$/tonne (Mining Sourcebook, 1998). La quantité totale de résidus miniers à épaisir est de l'ordre de 3 Mtonnes, le montant estimé pour les coûts d'opération est d'environ 765 000\$. Des valeurs plus précises en fonction de chaque scénarios sont données au tableau 9.6.

9.3.2.2 Filtre à ceinture horizontale

Le filtre à ceinture horizontale est très utilisé dans l'industrie minière et son efficacité est éprouvée. Dahlstrom (1980) décrit très en détail ce type de filtre.

L'équation 9.1, proposée par Mular et Poulin (1998), peut être utilisée pour évaluer le coût en capital pour ce type de filtre avec $a = 22\,210$ et $b = 0,4916$ où X représente la surface de filtration.

Pour déterminer la surface de filtration, Dahlstrom (1980) mentionne que ce type de filtre peut fournir un rendement d'environ 1 250 kg de solides secs/hr/m³ pour un résidus miniers. On peut donc définir la surface de filtration comme étant d'environ 568 ft².

En appliquant l'équation 9.1, on obtient un coût en capital de 502 000 \$US soit environ 730 000 \$CAN. Ce coût inclut le système de base mais exclus les coûts

supplémentaires reliés à l'acier utilisé qui peuvent être de plus de 14%. Les coûts d'opération pour le filtre à ceinture horizontale sont plus élevés par rapport à l'épaississeur à cause des besoins énergétiques très élevés de l'équipement. Un coût d'opération d'environ 0,25 \$/t est donc attribuable à ce système ce qui représente des coûts de plus de 750 000\$ pour assécher 3 Mtonnes de résidus miniers.

9.3.2.3 Comparaison des deux options d'assèchement

Le tableau 9.5 présente le résumé des coûts associés aux deux méthodes selon les besoins soit l'épaississement d'un total de 3 Mtonnes de résidus miniers sur une période maximale de 10 ans.

Tableau 9.5 – Comparaison des coûts entre l'épaississeur à haute capacité et le filtre à ceinture horizontale

	Épaississeur à haute capacité	Filtre à ceinture horizontale
Coût en capital	1 025 000 \$	730 000 \$ *
Coût d'opération	765 000 \$	750 000 \$

* excluant l'achat des aciers pouvant représenter un montant de 102 000 \$

Le tableau 9.5 met en évidence que le choix d'une méthode ne doit pas être uniquement basé sur les coûts puisqu'à ce niveau, elles sont assez comparables.

9.3.3 Transport des matériaux à mettre en place dans la méthode

9.3.3.1 Transport des stériles

La halde sud de la mine Doyon était situé à environ 1 km de la fosse. GEOCON (1995) estime que les coûts de transport des stériles sur le site minier se situent

entre 1,33 et 1,50 \$/tonne ce qui représente une somme d'environ 32 M\$ pour le transport des stériles contenus dans la halde sud. Cette somme représente donc l'option de retour des stériles à la fosse.

Pour la suite de l'étude économique, le coût de transport associé aux stériles ne sera pas pris en considération puisque ce coût est fixe peu importe qu'on utilise ou non la méthode d'empilement par couches. Le but de cet exercice étant d'identifier les coûts supplémentaires associés à la méthode de placement des stériles.

9.3.3.2 Transport des résidus miniers

Le coût de transport associé aux résidus miniers sera sensiblement le même qu'on le transporte vers le parc à résidus miniers ou vers la halde. La seule différence est que dans le cas du transport vers la halde, les résidus miniers seront moins liquides et donc plus difficiles à pomper. On estime un coût supplémentaire d'environ 0,10\$/t pour le transport des résidus miniers épaissis. Pour transporter 3M de tonnes de résidus, les coûts seraient donc de 300 000\$ supplémentaires.

9.3.3.3 Transport des poussières de four de cimenterie

Deux scénarios sont envisageables pour le transport des poussières de cimenterie. Ils peuvent être amenés de Joliette vers le site minier soit par camion à benne, soit par train. Le choix de l'un ou l'autre des moyens de transport est définitivement fonction des coûts. Il existe des camions à benne de 35 tonnes qui pourraient facilement transporter les poussières de four. Afin d'économiser sur les coûts de transport, il faudrait trouver un produit qui puisse être transporté de l'Abitibi vers les grands centres de sorte que les camions puissent faire des allers-retours chargés. Dans le cas où il n'y aurait pas de retour de marchandises vers les grands centres, le transport des poussières de four serait de 40\$ la tonne. Ce montant peut

diminuer à 25\$ la tonne dans le cas où on aurait à transporter des matériaux de l'Abitibi comme par exemple des copeaux de bois.

Le transport par train pourrait se faire sous certaines conditions. D'abord, les installations ferroviaires de Ciment St-Laurent à Joliette devraient être modifiées. En effet, puisque les poussières de cimenterie sont très fines, elles devraient être transportées dans des wagons fermés. Pour charger ces wagons, il faut entreposer les poussières dans un silo puis charger les wagons. Si les quantités à transporter sont importantes, le coût de ces installations pourrait être amorti assez rapidement. Une fois arriver à destination, il faut aussi des équipements spéciaux pour vider les wagons. Normalement, on utilise des wagons pour lesquels on peut augmenter la pression à l'intérieur et ainsi vider les poussières. Il s'agit ensuite de les charger dans des camions à benne et de les transporter jusqu'au site à restaurer. Le transport par train de Joliette jusqu'à Cadillac est évalué à 26\$/tonne. De Cadillac, il faut compter 15 km pour se rendre sur le site de la mine Doyon. On peut calculer une valeur moyenne d'environ 1,20\$/km pour un camion de 35 tonnes.

Au niveau environnemental, le transport des poussières de four n'est pas réglementé comme les matières dangereuses ou autres. Les poussières de four de cimenterie ne sont pas des matières dangereuses au sens de la loi et ne sont pas soumises à des réglementations particulières.

9.3.3.4 Transport des boues rouges

Les boues rouges seraient prélevées sur le site de l'usine Vaudreuil à Jonquière, site appartenant à Alcan. Le train est aussi le moyen de transport le plus économique et implique une distance d'environ 900 km. Le coût de transport des boues rouges serait un peu plus élevé que celui des poussières de four parce que les quantités à transporter sont plus importante à cause de la teneur en eau des boues rouges et parce que la distance à parcourir est plus grande.

9.3.4 *Mise en place des couches de matériaux fins*

Cette section décrit les étapes à réaliser pour mettre en place les couches de résidus miniers amendés avec des produits résiduels basiques. Il faut d'abord étendre les résidus miniers, faire le mélange avec les produits basiques et finalement, compacter les couches de façon à satisfaire les exigences.

9.3.4.1 Mélange des résidus miniers et des additifs basiques et compactage

La technique la plus efficace pour mélanger les produits basiques et les résidus miniers serait l'utilisation du rotoculteur tiré derrière un tracteur. Ces équipements sont ceux utilisés dans le domaine de l'agriculture. L'épandage des matériaux alcalins représente un coût estimé compris entre 5 et 8\$ par tonne. Pour le mélange, les coûts sont d'environ 55\$ par hectare. Quant à la mise en place des résidus miniers, les coûts sont fonction de l'épaisseur de la couche et représentent des montants de 36 100\$ pour une épaisseur de 1 mètre. Le compactage se fait à un taux de 0,60\$/m².

L'épandage des poussières de four de cimenterie ne cause pas de problème parce qu'elles sont sèches et possèdent les propriétés requises pour être utilisées avec des équipements agricoles standards. En ce qui concerne les boues rouges, nous estimerons qu'elles pourront être déversées dans des équipements standards mais il faudrait vérifier ce point en chantier.

La halde sud de la mine Doyon occupe une superficie de 53 ha. Pour faire le mélange des produits basiques avec les résidus miniers pour les 3 couches, il faut considérer un montant de 8 745\$. Le compactage représente un montant de 954 000\$.

9.4 Résumé des coûts pour la méthode d'entremêlement par couches

La méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches comprend plusieurs étapes qui ont été décrites dans les sections précédentes. Nous résumons ici les coûts calculés pour en faire une comparaison avec les méthodes existantes. Nous comparerons trois options : des couches de résidus miniers seulement, des couches de résidus miniers avec poussières de four de cimenterie et finalement, des couches de résidus miniers avec boues rouges.

Le tableau 9.6 présente les coûts associés aux différents scénarios. Le tableau 9.7 présente une comparaison des coûts unitaires pour d'autres méthodes applicables aux haldes de stériles générateurs de DMA. Nous y avons ajouté la méthode d'empilement par couches en considérant les calculs réalisés au tableau 9.6 et en prenant les trois scénarios et en considérant qu'il y a 21 Mtonnes de stériles à la mine Doyon.

Tableau 9.6 – Coûts totaux associés à trois scénarios possibles de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches

Étapes de construction	Résidus miniers seulement	Résidus miniers et 10% de poussières de four	Résidus miniers et 10% de boues rouges
Épaississement des résidus miniers	1 399 187\$	1 313 769\$	1 322 875\$
Transport des résidus miniers	332 946\$	292 271\$	296 607\$
Transport des poussières de four	-----	9 742 320\$	-----
Transport des boues rouges	-----	-----	9 886 920\$
Épandage et mélanges des résidus miniers et des produits basique		1 957 209\$	2 381 609\$
Compactage des couches	954 000\$	954 000\$	954 000\$
Autres (15% contingences)	402 919\$	2 138 935\$	2 226 301\$
TOTAL	3 089 052\$	16 398 504\$	17 068 312\$

Les résultats du tableau 9.7 montre que la technique la plus économique est sans aucun doute l'entremêlement par couches avec des couches fabriquées de résidus miniers seulement. Un des aspects qui n'a pas été considéré est l'économie reliée à la diminution de la superficie du parc à résidus grâce à une quantité importante localisée dans la halde de stériles. Nous n'avons pas non plus considéré l'économie reliée au fait que cette technologie a pour effet de retarder l'apparition de DMA donc les eaux de drainage n'auraient probablement pas à être traitées avant la fermeture de la mine.

Tableau 9.7 – Coûts unitaires pour différentes méthodes de prévention du DMA dans une halde de stériles

Technologie	Coûts
Collecte et traitement à la chaux	0,64 \$/t
Couverture multicouches	1,31 \$/t
Relocalisation à la fosse	1,33 à 1,50 \$/t
Inondation subaquatique	83 000 à 349 000 \$/ha
Entremêlement par couches (résidus miniers)	58 284 \$/t
Entremêlement par couches (avec poussières)	309 405 \$/t
Entremêlement par couches (avec boues rouges)	322 043 \$/t

Même si les résidus miniers placés dans cette méthode contiennent des sulfures et un faible potentiel de neutralisation, il n'est économiquement pas rentable d'y introduire des matériaux alcalins. En effet, théoriquement, les couches de résidus miniers vont demeurer saturées ce qui diminuera considérablement leur capacité d'oxydation et par conséquent la formation de DMA.

9.5 Conclusion

L'étude économique de l'utilisation de l'empilement des stériles par entremêlement par couches est plus complexe que ce que nous avons présenté dans ce chapitre. En fait, ce chapitre ne présente que les aspects reliés aux coûts supplémentaires requis pour mettre en place cette technologie dans une halde de stériles. Le principal avantage de cette technique est l'économie reliée au fait que l'apparition du DMA serait retardé et l'économie reliée à la diminution de la superficie du parc à résidus. Il faudrait donc pouvoir évaluer l'économie reliée au traitement de l'eau acide. Ce paramètre aurait pu être évalué en se basant sur le cas de la mine Doyon qui est cependant un cas extrême.

CHAPITRE X

CONCLUSION

La méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches a été expérimentée pour la première fois en laboratoire par Poulin et al. en 1996. Ces auteurs avaient décrit leur philosophie du concept et avaient vérifié, pour un cas particulier, certaines hypothèses par des essais en laboratoire en colonnes. L'idée de base était de construire des haldes de stériles en intercalant des couches de matériaux fins à intervalles réguliers. Le but était de fabriquer un ensemble dont la perméabilité serait plus faible par rapport à un empilement fait uniquement de stériles. Ils ont donc conclu que le concept avait un bon potentiel mais il restait encore beaucoup de travail à faire pour comprendre les mécanismes impliqués et pour expliquer sa performance.

Les travaux entrepris au cours de cette thèse visaient donc à expliquer les mécanismes associés au drainage minier acide dans un empilement de stériles avec et sans entremêlement par couche et tenter de comprendre si la méthode pouvait fonctionner dans une large gamme de conditions.. Il fallait établir les paramètres de design qui

assureraient le succès du concept et ce, en considérant différents stériles. Le principal paramètre à l'étude fût l'espacement entre les couches de matériaux fins et les stériles. Nous voulions développer une compréhension du système afin d'être capable d'optimiser l'espacement entre les couches.

Pour comprendre le fonctionnement de la méthode, nous avons opté pour un résidu minier et un stérile générateur de drainage minier acide qui réagit rapidement et avons tenté d'identifier les mécanismes de circulation de l'eau et de l'oxygène dans un empilement pour comprendre les comportements chimiques subséquents. Les stériles de la mine Doyon ont donc été choisis comme stériles représentatifs. La halde sud de la mine Doyon est composée de stériles très réactifs en terme de génération d'acide dû à leur composition minéralogique. De plus, ils avaient fait l'objet d'une importante caractérisation au début des années 90. Ils représentent tant qu'à nous, un cas extrême au niveau du taux d'oxydation. Quant aux résidus miniers, ce sont ceux de la mine Selbaie sur lesquels nous avons préalablement entrepris une caractérisation. Nous les avons conservés puisque nous les avons jugés représentatifs d'une mine à ciel ouvert.

La première étape qui a été réalisée, après une revue de la littérature, fût la caractérisation des matériaux. Les stériles et les résidus ont fait l'objet d'une caractérisation importante dans le but de bien connaître les matériaux à l'étude tant en terme de composition chimique qu'en terme de propriétés physiques. Nous avons fabriqué un appareil pour mesurer la perméabilité en conditions saturées pour différentes conditions de mise en place. Nous avons aussi participé au développement d'un système permettant d'obtenir la courbe de rétention d'un matériau fin. Par propriétés physiques importantes, on entendait la perméabilité relative à l'air et à l'eau, la pression d'entrée d'air et le coefficient de diffusion effectif. Il était important de mesurer ces propriétés avec plus de précision possible afin de nous aider à expliquer les comportements chimiques observés. De plus, les propriétés mesurées étaient requises pour simuler le comportement de la halde par la modélisation numérique.

Parallèlement à ces essais, nous avons tenté de vérifier s'il pouvait être avantageux de mélanger des produits basiques dans les couches de matériaux fins. En effet, les résidus miniers associés aux stériles générateurs de DMA sont aussi générateurs d'acide. L'objectif était d'utiliser une barrière chimique dans une halde dans le but de limiter le DMA. En augmentant le potentiel de neutralisation des couches de matériaux fins, l'hypothèse était que les couches neutralisées ne produiraient plus de DMA pendant un certain temps, du moins jusqu'à la fermeture du site. De plus, puisque les quantités de produits à neutraliser sont importantes, il fallait identifier un produit basique très économique. L'option d'utiliser des rejets industriels ayant un potentiel de valorisation s'est avérée intéressante particulièrement pour des raisons économiques. Deux produits ont donc été identifiés : les poussières de four de cimenterie et les boues rouges, résidus d'aluminerie.

Ces produits basiques doivent être superposés ou mélangés aux résidus miniers. Le pourcentage initial a été déterminé en se basant sur les considérations économiques et chimiques. Par la suite, plusieurs essais de caractérisation ont été réalisés que ce soit pour mesurer les propriétés physiques (paramètres de compactage, granulométrie, etc.) ou les interactions chimiques avec les résidus miniers et les stériles. Les essais ont démontré qu'il était avantageux d'utiliser de tels produits basiques dans les résidus miniers entre autres puisque les phénomènes associés à l'oxydation des sulfures étaient grandement réduits. En effet, l'augmentation du pH a eu pour effet de limiter la croissance bactérienne. Ceci était vérifié par la qualité des eaux de drainage provenant des essais ne colonnes.

Lorsque tous les matériaux ont été caractérisés, des essais ne colonnes, réalisés dans le but de simuler l'empilement des stériles par entremêlement par couches, ont pu être planifié. Ces essais se sont poursuivis sur une période de un an. Ils ont permis de comprendre l'interaction chimique entre les résidus miniers, les résidus basiques et les stériles et de constater les réactions qui pouvaient potentiellement se produire dans un tel empilement. Il a été démontré que les couches de matériaux fins demeuraient saturées ce qui avait pour effet de ralentir considérablement la circulation de l'oxygène et par le fait

même, la production de DMA. De plus, dans les colonnes où les résidus miniers ont été mélangées avec des résidus alcalins, on a observés une neutralisation des eaux de drainage vérifiées par les concentrations en CO_2 notables mesurées. La neutralisation fût favorisée par les teneurs élevées en carbonates (poussières de four de cimenterie) et de soude caustique (boues rouges). Dans les colonnes. Les mouvements d'oxygène associés à la diffusion étaient possibles mais ceux associés à la convection ne pouvaient pas être représentés en laboratoire. De là est venu l'importante d'utiliser la modélisation numérique.

La modélisation numérique a permis d'établir les mouvements d'eau et d'air dans la halde composite. Ainsi, nous avons constaté que les couches de matériaux fins jouaient un rôle primordial pour empêcher les mouvements des gaz associés à la convection thermique. Puisque les mouvements des gaz sont principalement associés à la convection plutôt qu'à la diffusion, en empêchant ce phénomène de se produire on réduit considérablement l'apport d'oxygène et par le fait même l'oxydation des sulfures.

La modélisation numérique a aussi permis de démontrer que bien que l'idée de déposer des couches de matériaux fins horizontalement dans la halde est excellente pour couper les mouvements de convection thermique, il est clair que cette solution n'est que temporaire car l'air peut toujours entrer par les côtés, entre les couches de matériaux fins. Les résultats ont montré une diminution importante de la température moyenne dans la halde mais une méthode de prévention qui aurait la capacité d'être aussi une méthode de fermeture ne permettrait aucun accroissement de la température.

Il est important de bien planifier la disposition des stériles lorsque ces derniers sont générateurs de DMA puisqu'une fois l'oxydation des sulfures amorcées, il est difficile de reprendre le contrôle et d'arrêter les réactions. La méthode d'entreposage par entremêlement par couches rend difficile la circulation de l'eau et de l'air et permet de retarder l'apparition de DMA. Le laps de temps requis pour amorcer la réaction acidogène dépend de l'épaisseur relative entre les stériles et les résidus, de la composition minéralogique, du taux d'oxydation des sulfures et de la perméabilité.

Nous avons démontré que la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches permet de fabriquer un ensemble où l'air et l'eau circulent beaucoup plus difficilement par rapport à une halde standard. La perméabilité globale de cet ensemble est plus faible qu'une halde sans entremêlement par couches ce qui permet de ralentir les phénomènes associés à l'oxydation des sulfures. Ceci aura pour effet de faciliter la fermeture du site à la fin de l'exploitation minière. Elle est donc très avantageuse du point de vue environnemental. Le principal paramètre à l'étude dans cette thèse était le ration entre l'épaisseur des stériles et des couches de matériaux fins, Plusieurs auteurs paramètres influencent l'efficacité de la méthode et il pourrait être intéressant de s'y attarder dans un projet ultérieur.

Cette thèse a démontré le potentiel de la méthode d'empilement des stériles par entremêlement par couches par des essais en laboratoire et par la modélisation numérique. La suite logique serait d'essayer la méthode à l'échelle pilote, sur le terrain. Bien entendu, les phénomènes associés à l'oxydation des sulfures peuvent être assez lents et prendre plusieurs années avant de se produire ce qui rend difficile la réalisation d'un projet de démonstration sur une échelle de temps raisonnable. Par contre, nous considérons que cette méthode est prometteuse et ne peut qu'apporter du positif à un empilement de stériles.

RÉFÉRENCES

Aachib, M., 1997, Étude en laboratoire de la performance d'un système de recouvrement utilisant le concept de barrière capillaire – Application aux rejets miniers, Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, Canada, 295 p.

Aachib, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 1993, Études en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide - Un état de la question”, Rapport EPM/RT-93/32, École Polytechnique de Montréal, Décembre, 180 p.

Association minière du Québec, 1991, Bilan environnemental de l'AMQ, Québec Quorum Communication inc., 40 p.

Aubé, B.C., St-Arnaud, L.C., Payant, S.C., Yanful, E.K., 1996, Laboratory evaluation of the effectiveness of water covers for preventing acid generation from pyritic rock, Colloque NEDEM, Rouyn Noranda, 29-30 octobre, Vol. II, p. 15-24.

Aubertin, M., Chapuis, R.P., 1991, Considérations hydro-géotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal, vol. 3, p.1-22.

Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R.P., Aachib, M., 1993, Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le drainage minier acide (DMA), Géoconfine '93, Arnould, Barrès & Côme (eds.), Balkema, p. 299-308.

Aubertin, M., Aachib, M., Bussièrès, B., Chapuis, R.P., 1996, Recouvrement multicouches avec effet de barrière capillaire pour contrôler le drainage minier acide : études en laboratoire et in situ, Colloque NEDEM 1996, 29-30 octobre, p.2-20.

Bear, J., 1972, *Dynamics of Fluids in Porous Media*, American Elsevier Publishing Company, inc., 764 p.

Beaudoin, P. McMullen, J., 1990, L'approche environnementale pour le contrôle des effluents miniers acides à la mine Doyon, Colloque sur la réduction et le drainage des effluents acides générés par les activités minières, NEDEM, Val d'Or, 28 novembre, p.85-96.

Beaulieu, D., 2000, Conversation personnelle, responsable de l'environnement chez Ciment St-Laurent.

Bellaloui, A., Chtaini, A., Ballivy, G., Narasiah, S., 1996, Stabilisation des résidus miniers acides à l'aide de poussières de four de cimenteries comme source basique, Colloque NEDEM, Rouyn-Noranda, 29-30 octobre, p.216-230.

Bennett, J.W., Harries, J.R., Pantelis, G., Ritchie, A.I.M., 1989, Limitations on pyrite oxidation rates in dumps set by air transport mechanisms. In *Proceedings International Symposium on Biohydrometallurgy*, CANMET Report SP89-10, 551-561.

Bhatty, J.I., Bhattacharja, S., Todres, H.A., 1996, Use of Cement Kiln Dust in Stabilizing Clay Soils, *Portland Cement Association Serial No. 2035*, 28 pages.

Biennu, L., 1996, Le drainage minier acide au Québec : impact et contrôle, Ministère des Ressources naturelles, service de développement minier, 97 p.

Blowes, D.W., Ptacek, C.J., 1994, Acid-neutralization in inactive mine tailings. Dans : *Short course on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes*, Mineralogical Association of Canada, vol.22, p.271-291.

Brooks, R.J., Corey, A.T., 1964, *Hydraulic Properties of Porous Media*, Hydrol. Pap.3 Colo. State Univ., Fort Collins.

Bruynesteyn, A., Hackl, R.P., 1982, Evaluation of Acid Production Potential of Mining Waste Materials, *Minerals and the Environment*, Vol. 4, p.5-8.

Bryce, R.C., 1990, Les Mines Selbaie Story – Introduction, *CIM Bulletin*, Vol. 83, NO. 836, p.73-76.

Burdine, N.T., 1953, Relative Permeability Calculations from Pore-Size Distribution Data, *Trans. AIME*, 198, p.71-77.

Bussière, B., Servant, S., Ouellet, J., Lelièvre, J., Aubertin, M., 1996, Utilisation des résidus désulfurés pour la construction de recouvrements multicouches, *Colloque NEDEM*, Rouyn Noranda, 29-30 octobre, Vol. I, p. 86-104.

Bussière, B., Aubertin, M., Benzaoua, M., Gagnon, D., 1999, Modèle d'estimation des coûts de restauration de sites miniers générateurs de DMA, *Congrès APGGQ*, Rouyn-Noranda. *Séminaires mines écologiques*, 27 p.

Cabral, A., Lefebvre, G., Proulx, M.F., Robarts, G., Audet, C., Labbé, M., 1996, Utilisation des résidus de désencrage comme matériau de recouvrement aux sites miniers produisant du DMA, *Colloque NEDEM*, Rouyn Noranda, 29-30 octobre, Vol. I, p. 131-153.

Chtaini, A., Bellaloui, A., Ballivy, G., Narasiah, S., Lalancette, J., Bilodeau, C., 1996, Faisabilité et démonstration de stabilisation des résidus miniers acides à l'aide de boues alcalines d'usine de pâtes et papier, *Colloque NEDEM*, Rouyn Noranda, 29-30 octobre, Vol. II, p. 159-187.

Collin. M., 1987, *Mathematical Modeling of Water and Oxygen Transport in Layered Soil Covers for Deposits of Pyritic Mine Tailings*, Licentiate Treatise, Royal Inst. of Tech., Dpt of Chem. Eng. Stockholm, Sweden, 189 p.

Corey, A.T., 1954, *The Interrelation between gas and oil relative permeabilities*, *Producer's Monthly*, No. 1, Vol. 19, p. 38-41.

Crank, J., (1975), *The mathematics of diffusion*, 2nd. Ed. Clarendon Press, Oxford, United Kingdom.

Dahlstrom. D.A., 1980, *Thickening, filtering, drying*, SME Mineral processing handbook, Vol. 1, Chapitre 9, N.L. Weiss, Society of Mining Engineers of the American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineers inc., New York.

Downing. B., Mills, C., 2000, *Natural Acid Rock Drainage and its impact Upon Background Metal Concentrations*, www.enviromine.com.

Doye, I., 1999, *Caractérisation de résidus industriels intervenant dans le procédé d'entremêlement par couches pour neutraliser le drainage rocheux acide*, rapport de stage remis à l'École Polytechnique de Lausanne, Suisse, 64 p.

Dullien, F.A.L., 1992, *Porous Media – Fluid Transport and Pore Structure*, 2nd édition, Academic Press, 574 p.

Feasby, G., Jones, R.K., 1994, *Résultats de l'atelier sur la réhabilitation des sites miniers*, Toronto, 10 mars, CANMET.

Fergusson, K.D. et Erickson P.M., 1987, *Pre-Mine Prediction of Acid Mine Drainage, Environmental Impact and Management of Mine Tailings and Dredged Materials*, Salomands, Springer Verlag, RFA.

Firlotte, F., Ricard, J.F., 1996, Conception et construction d'un recouvrement composé de résidus miniers à Terrains Aurifères, Malartic, Colloque NEDEM 1996, 29-30 octobre, p. 155-181.

Fortin, S., 2000, Évaluation de l'entremêlement par couches avec utilisation d'additifs alcalins comme méthode de contrôle du drainage rocheux acide, mémoire de maîtrise, Département de mines et métallurgie, Université Laval, 145 p.

Fredlund, D.G., Rahardjo, H., 1993, Soil Mechanics for Unsaturated Soils, John Wiley & Sons, 517 p.

Fytas, K., Bordeleau, D., Soto, H., Evangelou, B., 1996, Enrobage de la pyrite par le phosphate ferrique, , Colloque NEDEM, Rouyn Noranda, 29-30 octobre, Vol. II, p. 191-213.

Gélinas, P., Lefebvre, R., Choquette, M., 1992: Characterization of acid mine drainage production from waste rock dumps at La Mine Doyon, Quebec. Second Int. Conf. on Environm. Issues and Manag. of Waste in Energy and Mineral Prod., Calgary, Sept. 92.

Gélinas, P., Lefebvre, R., Choquette, M., Isabel, D., Locat, J., Guay, R., 1994, Monitoring and Modelling of Acid Mine Drainage From Waste Rocks Dumps – La Mine Doyon Case Study, Report presented to MEND Prediction Committee, GREGI 1994-12.

GEOCON, 1995, Economic Evaluation of Acid Mine Drainage Technologies, MEND, Rapport 5.8.1, 38 p.

Gouvernement du Québec, 1992, État de l'environnement au Québec, Ministère de l'Environnement du Québec, Quérin, Montréal, 560 p.

Guay, R., 1994, Diversité microbiologique dans la production de drainage minier acide à la halde sud de la mine Doyon, MEND, rapport 1.14.2, 64 p.

Guide des références techniques et économiques en agriculture, 1992, Coûts et atux des forfaits suggérés. Publication conjointe de la société du crédit agricole fédéral, de l'office du crédit agricole provincial et du département d'agro-économie du ministère de l'agriculture.

Haynes, B.W., Kramer, G.W., 1982, Characterization of U.S. Cement Kiln Dust, Information circular #8885, U.S. Bureau of Mines, U.S. Department of Interior, Washington, D.C., 19 pages.

Holtz, R.D., Kovacs, W.D., 1991, Introduction à la géotechnique, Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, 808 pages.

Jambor, J.L., 1994, Mineralogy of Sulfide-Rich Tailings and Their Oxidation Product, Dans : Short Course on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes, Mineralogical Association of Canada, Vol. 22, p.59-102.

Kaye, G.W.C., Laby, T.H., 1973, Tables of Physical and Chemical Constants, 14 th ed. Longman, 386 p.

Kimball, B.A., Lemon, E.R., 1971, Air turbulence effects upon soil gas exchange, Soil Science Society of America Proceedings, vol.35, p.16-21.

Kleinman, R.L.P., Crerar, D., Pacelli, R.R., 1981, Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. Mining Eng., vol. 33, p. 300-306.

Lambe, T.W., 1958, The structure of compacted clay, Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division ASCE, paper 1654, vol. 84, No. SM 2, p. 1-24.

Larson, J.E., Hutchinson, R.W., 1993, The Selbaie Zn-Cu-Ag Deposits, Quebec, Canada : An Example of Evolution from Subaqueous to Subaerial Volcanism and Mineralization in an Archean Caldera Environment, *Economic Geology*, vol. 88, p. 1460-1482.

Lawrence, R.W., Poling, G.W., Ritcey, G.M., Marchant, P.B., 1990, Assessment of Predictive Methods for the Determination of AMD potential in Mine Tailings and Waste Rock, Colloque sur la réduction et le drainage des effluents acides générés par les activités minières, NEDEM, Val d'Or, 28 novembre, p.181-198.

LeBihan, J.P., 1999, Archives personnelles.

Lefebvre, R., 1994, Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes de stériles, Thèse de doctorat, Département de géologie et de génie géologique, Université Laval, 375 pages.

Lefebvre, R., 1998, Notes de cours Écoulement en milieux poreux, Institut National de la Recherche Scientifique – Géoressource

Lefebvre, R., Gélinas, P., Isabel, D., 1993, Heat transfer during acid mine drainage production in a waste rock dump, La Mine Doyon (Quebec), rapport GREGI 93-03, MEND Prediction Committee, 46 p.

Lefebvre, R., Smolensky, J., Hockley, D., 1998, Modeling of Acid Mine Drainage Physical Processes in the Nordhalde of the Ronenburg Mining District, Germany, Proceedings TOUGH Workshop '98, Laurence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA, 4-6 mai, 6 p.

Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Lamontagne, A., 2000, Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 2: applications of numerical simulations, soumis le 6 février 2000 à *Journal of Contaminant Hydrology*, Special

Edition on Practical Applications of Coupled Process Models in Subsurface Environments

Leroueil, S., Bouchard, R., Bourret, B., 1990, Influence des conditions de mise en place sur la performance d'une membrane d'argile, Proceedings, 43rd Canadian Geotechnical Conference, Quebec, Vol.1, p. 369-375.

Leroueil, S., LeBihan, J.-P., Sebaihi, S et Alicescu, V., 2000 Hydraulic conductivity of compacted tills from northern Quebec. 53th Conférence Canadienne de géotechnique, Montréal.

Li, M., 2000, Unsaturated Flow and Solute Transport Observations in Large Waste Rock Columns, 5th International Conference on Acid Rock Drainage, Denver, Colorado, p.247-256.

Lowson, R.T., 1982, Aqueous Oxidation of Pyrite by Molecular Oxygen, Chemical Reviews, Vol. 82, No. 5, p.461-497.

McCarter, M.K., 1990, Waste Dumps – Design and Operating Considerations for Mine Waste Embankments, Surface Mining, 2nd Edition, 1194 p.

Mehling, P.E., Day, S.J., Sexsmith, K.S., 1997, Blending and layering waste rock to delay, mitigate or prevent acid generation : a case study review, 4th Int. Conf. on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C., 31 mai au 6 juin 1997, p.951-969.

Millington, R.J., et Shearer, R.C., 1971, Diffusion in aggregated porous media, Soil Science, 11, p. 372-378.

Mining Sourcebook, 1998, Processing Costs. Publication du Canadian Mining Journal. p. 67-68

Ministère des Ressources Naturelles, 1995, Guide et modalités de préparation du plan de restauration, Gouvernement du Québec, 61 p.

Morin, K.A., Gerencher, E., Jones, C.E., Konasewich, D.E., Harries, J.R., 1990, Critical literature review of acid drainage from waste-rock.

Mualem, Y., 1976, A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media, *Water Resour. Res.*, 12(3), p.513-522.

Mualem, Y., 1986, Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils: Prediction and Formulas, Klute (ed.) *Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and Mineralogical Methods*, Agron. Monogr. 9 (2nd ed.), Am. Soc. Agronomy, 799-823.

Mular, A.L., Poulin, R., 1998, CAPCOSTS – A Handbook for estimating mining and mineral processing equipment costs and capital expenditures and aiding mineral project evaluations, *CIM Special Volume 47*, 319 p.

Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., Reardon, E.J., 1989, Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers, *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 26 No 1, p.1-8.

Nield D.A., et Bejan, A., 1998, *Convection in porous media*, Springer-Verlag, 546 p.

Poulin, R., Hadjigeorgiou, J., Lawrence, R.W., 1996, Layered mine waste co-mingling for mitigating of acid rock drainage, *Trans. Instn. Min. Metall.*, 105, p. A55-A62.

Pruess, K., 1987, TOUGH User's Guide, Lawrence Berkeley Laboratory, LBL-20799, Nuclear Reg. Comm., NUREG/CR-4645, 78 p.

Pruess, K., 1991. TOUGH2 - A general purpose numerical simulator for multiphase fluid and heat flow : TOUGH user's guide. Lawrence Berkeley National Lab.

Reardon, E.J. et Moddle, P.M., 1985, Gas Diffusion Coefficient Measurements on Uranium mill Tailings, Uranium, Vol. 2, 111-131.

Rasmusson, A., Erikson, J.C., 1986, Capillary barriers in covers for mine tailing dumps, Report 3307, The National Swedish Environment Protection Board.

Ritcey, G.M., 1989, Tailings management – Problems and solutions in the mining industry, Elsevier, Amsterdam.

Ritchie, A.I.M., 1994, The waste-rock environment, Dans : Short course on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes, Mineralogical Association of Canada, vol.22, p.133-162.

Ritchie, A.I.M., 1994, Sulfide Oxidation Mechanisms :Controls and Rates of Oxygen Transport, Dans : Short course on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes, Mineralogical Association of Canada, vol.22, p.201-245.

Rowe, R.K., Caers, C.J., Baronne, F., 1988, Laboratory determination of diffusion and distribution coefficient of contaminants using undisturbed clayey soil, Canadian Geotechnical Journal, Vol. 15, p. 108-118.

Shackelford, C.D., 1991, Laboratory diffusion testing for waste disposal, A review, J. Contam. Hydrol., 7, p.177-217.

Singer, P.C., Stumm, W., 1970, Acidic Mine Drainage : The Rate Determining Step, Science 167, p. 1121-1123.

Sobek A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R., Smith, R.M., 1978, Field and Laboratory Methods Applicable to Overburdens and Minesoils, EPA 600/2-78-054, 203 p.

SRK, 1991, Guide Technique Préliminaire sur le Drainage Rocheux Acide, Volume 1, B.C. AMD Task Force.

St-Arnaud, L., 1996, Water covers for the decommissioning of sulfidic mine tailings impoundments, , Colloque NEDEM, Rouyn Noranda, 29-30 octobre, Vol. II, p. 3-11.

Stumm, W., Morgan, W.W., 1981. Aquatic Chemistry, 2^{ième} édition, John Wiley and Sons, New-York.

Tassé, N., Germain, D., Dufour, C., Tremblay, R., 1996, Le recouvrement de résidus organiques au parc East Sullivan : au delà de la barrière d'oxygène, Colloque NEDEM, Rouyn Noranda, 29-30 octobre, Vol. I, p. 105-128.

Tuovinen, O.H. et Kelly, D.P., 1972, Biology of Thiobacillus Ferrooxidans in relation to the microbiological leaching of sulphide ores, Zeits. Allg. Mikrobiol., vol. 12, p. 311-346.

Vachon, P., 1992. Essais de lixiviation de l'aluminium contenu dans les boues rouges par voies chimiques et biologiques. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, 113 p.

Van Genuchten, M.Th., 1980, A Closed Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils, Ann. Geophys., 3(5), p. 615-628.

Yanful, E., 1993, Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. Journal of geotechnical engineering, ASCE 119 (8), p. 1207-1228.

Yanful, E.K., Bell, A.V., Woyshner, M.R., 1993a, Design of a composite soil cover for an experimental waste rock pile near Newcastle, New Brunswick, Canada, Can. Geotech. J., 30, p. 578-587.

Yanful, E.K., Riley, M.D., Woysner, M.R., Duncan, J., 1993b, Construction and monitoring of a composite soil cover on an experimental waste-rock pile near Newcastle, New Brunswick, Canada. *Can. Geotech. J.*, 30, p. 588-599.

Yanful, E.K., Aubé, B.C., Woysner, M., St-Arnaud, L.C., 1996, Field and laboratory performance of engineered covers on the Waite Amulet tailings, Colloque NEDEM, Rouyn Noranda, 29-30 octobre, Vol. I, p. 37-46.

Watabe, Y., Leroueil, S., LeBihan, J.P., 2000, Influence of compaction on pore size distribution and saturated hydraulic conductivity of a glacial till, *Canadian geotechnical journal*, sous presse.

Wilson, J.A., Wilson, G.W., Fredlund, D.G., 2000, Numerical Modeling of Vertical and Inclined Waste Rock Layers, 5th International Conference on Acid Rock Drainage, Denver, Colorado, p. 257-268.

LISTE DES ANNEXES

A N N E X E 1 : DENSITÉ RELATIVE DES MATÉRIAUX

A N N E X E 2 : COURBES GRANULOMÉTRIQUES

A N N E X E 3 : ESSAIS PROCTOR

A N N E X E 4 : ESSAIS DE PERMÉABILITÉ

A N N E X E 5 : ESSAIS CAPILLAIRES

ANNEXE I
DENSITÉ RELATIVE DES MATÉRIAUX

DENSITÉ RELATIVE

Projet:
Doctorat A.L. _____

Date: 03-mars-98
Opérateur: A.L.

Échantillon:
Résidus miniers Selbaie

Pycnomètre #	5	6
Volume du pycnomètre (cm ³)	250,01	249,91
Masse pycnomètre + sol + eau (g)	392,78	403,16
Température	21,00	21,00
$\rho_w - \rho_a$	0,99682	0,99682
Récipient #	910	923
Masse récipient (g)	15,84	15,93
Masse récipient + sol sec (g)	104,04	107,75
Masse sol sec (g)	88,20	91,82
Masse pycnomètre + eau (g)	335,84	343,94
Densité relative	2,821	2,817

Remarques

DENSITÉ RELATIVE

Projet:
Doctorat A.L.

Date: 03-mars-98
Opérateur: A.L.

Échantillon:
Poussière de cimenterie

Pycnomètre #	1	2
Volume du pycnomètre (cm ³)	250,00	250,06
Masse pycnomètre + sol + eau (g)	442,52	434,63
Température	23,80	23,80
$\rho_w - \rho_a$	0,99610	0,99610
Récipient #	910,00	923,00
Masse récipient (g)	15,65	15,46
Masse récipient + sol sec (g)	154,73	152,50
Masse sol sec (g)	139,08	137,04
Masse pycnomètre + eau (g)	340,81	334,32
Densité relative	3,729	3,737

Remarques

DENSITÉ RELATIVE

Projet:
Doctorat A.L.

Date: 15-04-98
Opérateur: A.L.

Échantillon:
Boues rouges

Pycnomètre #	5	6
Volume du pycnomètre (cm ³)	250.01	249.91
Masse pycnomètre + sol + eau (g)	405,57	403,07
Température	21.00	21,00
$\rho_w - \rho_a$	0.99682	0,99682
Récipient #	1	2
Masse récipient (g)	242.20	335.42
Masse récipient + sol sec (g)	340.43	418.79
Masse sol sec (g)	98.23	83,37
Masse pycnomètre + eau (g)	335,84	343,94
Densité relative	3.446	3.440

Remarques

ANNEXE 2
COURBES GRANULOMÉTRIQUES

PARTICLE SIZE DISTRIBUTION

CKD

SAMPLE ID: 2.70

LIQUID DISPERSER A-12 (Dens. = .809)

3.70 cp

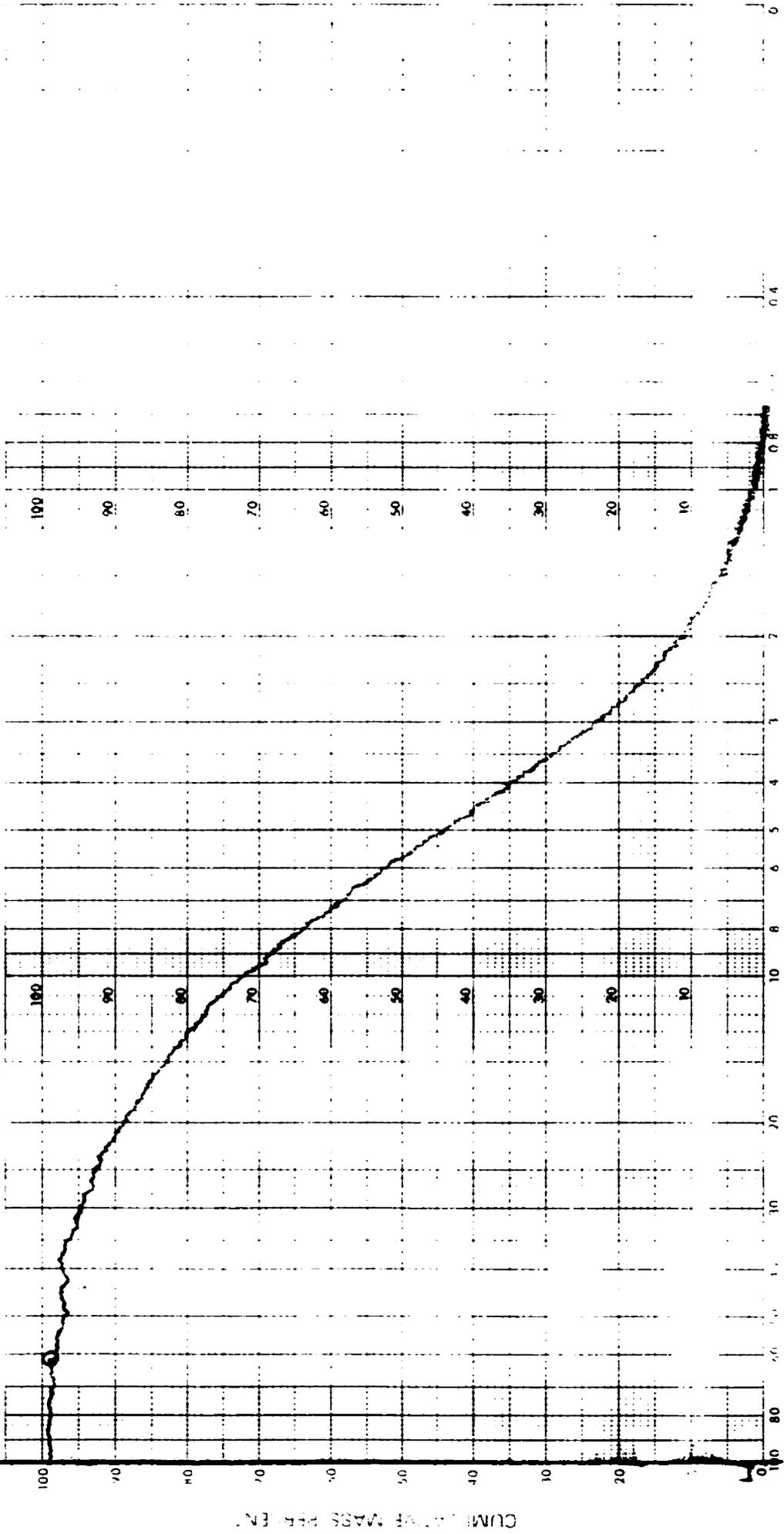
Preparation: ULTRASON

16/09/49
MARION LEFRANÇOIS

32

433

100



100% CUMULATIVE MASS PERCENT

PARTICLE SIZE DISTRIBUTION

T 98

16/09/99

0.009

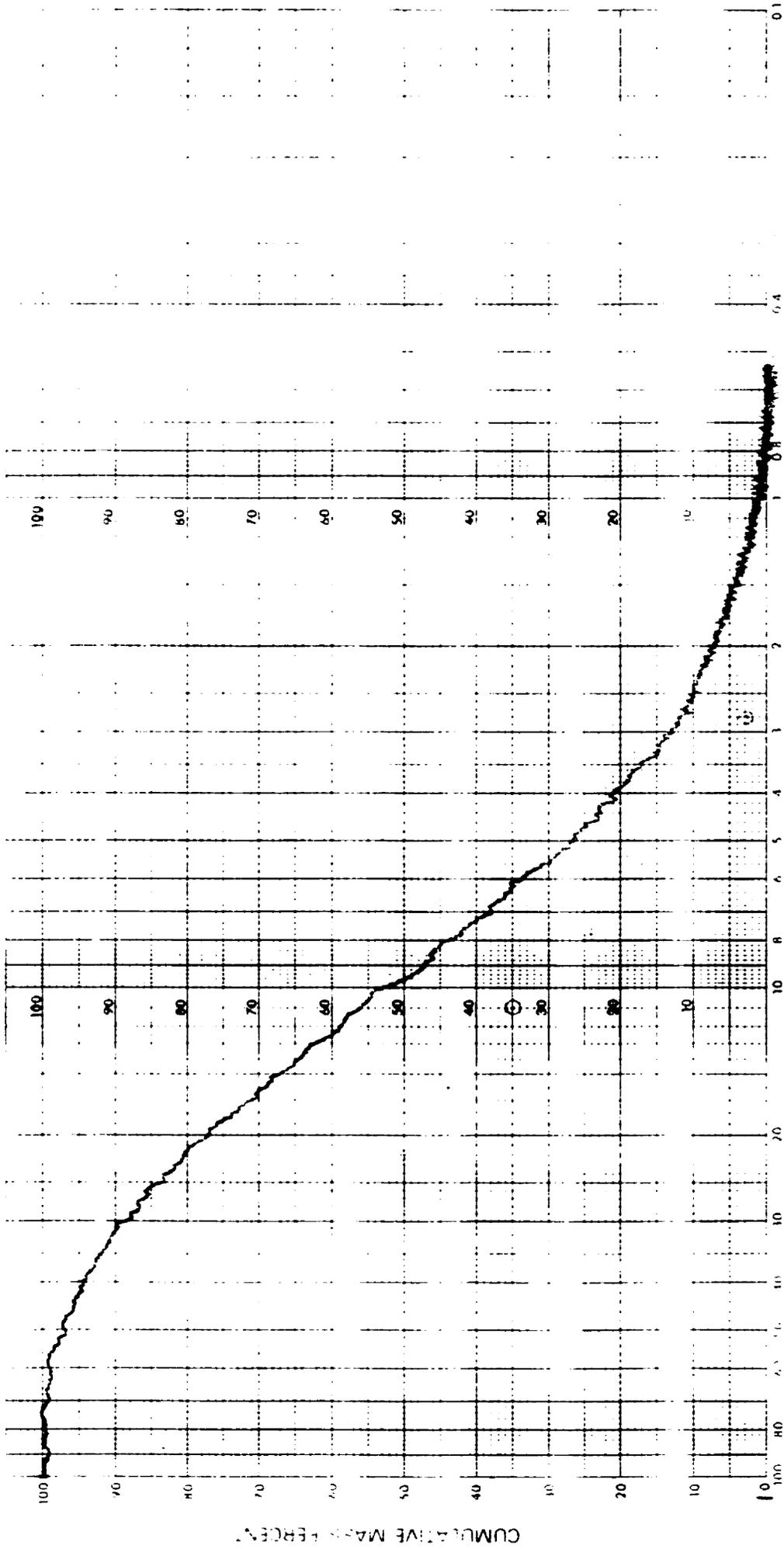
3.70

SEDISPERSE A-12
32

2.02

ULTRA-SON

460 100



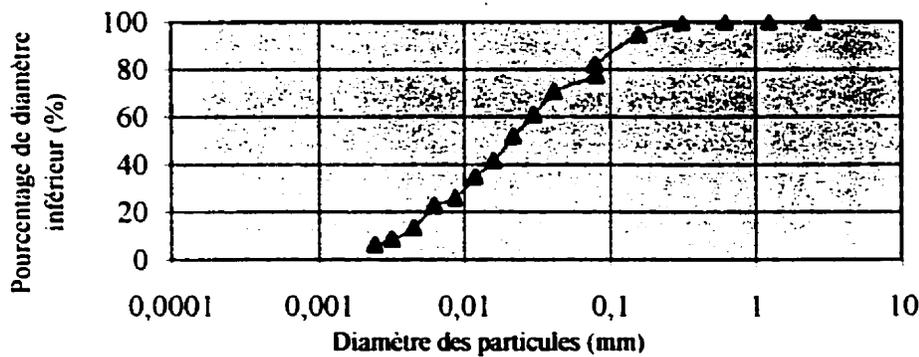
EQUIVALENT SPHERICAL DIAMETER

Analyse granulométrique

Projet: 0
 Échantillon: Résidus miniers
 No:

Date: 10 mars '98
 Opérateur AL

	tamis (mm)	Masses retenues		Pourcentages		% total passant	
		individuelles	cumulatives	retenu	passant		
		Tamisage du sable					
	2,5	0	0			100,0	
	1,25	0	0			100,0	
	0,63	0	0			100,0	
	0,32	0,16	0,16			99,7	
	0,16	2,47	2,63			94,7	
	0,08	6,32	8,95			81,9	
	Plateau	0,35	9,3				
Sédimentométrie							
Masse de sol sec utilisé (g) :	49,49	D	Dt	T	R	L	
Densité relative Dr :	2,81	(mm)	(min)	(deg.C)		(cm)	
Hydromètre 151H no. :	579299	0,0814	0,25	23,8	27,2	10,5	77,6
Masse de l'hydromètre (g) :	74,13	0,0417	1	23,8	25,0	11,0	70,6
		0,0305	2	23,8	22,0	11,8	60,9
Constantes d'étalonnage		0,0221	4	23,8	19,2	12,4	51,9
L = A*R+B A(1/cm) :	-0,243	0,0161	8	23,8	16,0	13,2	41,6
B (cm) :	18,3	0,0120	15	23,8	13,9	13,7	34,9
C = D+0,2(20-T)		0,0087	30	23,8	11,1	14,4	25,9
F = Drw/Dr		0,0062	60	23,8	10,1	14,6	22,7
		0,0045	120	23,5	7,3	15,3	13,5
Défloculant :		0,0032	240	23,5	5,8	15,7	8,7
5 g hexamétophosphate/L		0,0025	415	23,8	5,0	15,9	6,3
		0,0013	1400	23,1	4,1	16,1	3,0

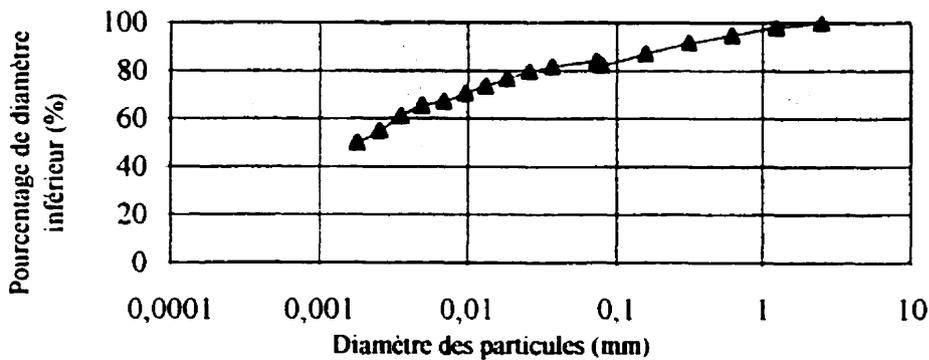


Analyse granulométrique

Projet: 0
 Échantillon: TPF2
 No:

Date: 07-avr-98
 Opérateur JPLB

	tamis (mm)	Masses retenues		Pourcentages		% total passant		
		individuelles	cumulatives	retenu	passant			
		Tamisage du sable						
	2,5	0	0			100,0		
	1,25	0	0,63	1,8		98,2		
	0,63	0	1,86	5,3		94,7		
	0,32	0	3,01	8,6		91,4		
	0,16	0	4,58	13,0		87,0		
	0,08	0	6,26	17,8		82,2		
	Plateau	0						
Sédimentométrie								
Masse de sol sec utilisé (g) :	35,16	D	Dt	T	R	L		
Densité relative Dr :	3,4	(mm)	(min)	(deg.C)		(cm)		
Hydromètre 151H no. :	579299	0,0736	0,25	23	23,5	11,4		83,8
Masse de l'hydromètre (g) :	74,13	0,0370	1	23	23,0	11,5		81,7
		0,0263	2	23	22,5	11,6		79,7
Constantes d'étalonnage		0,0187	4	23	21,8	11,8		76,8
L = A*R+B A(1/cm) :	-0,243	0,0134	8	23	21,0	12,0		73,5
B (cm) :	18,3	0,0098	15	23	20,3	12,2		70,6
C = D+0,2(20-T)		0,0070	30	23	19,5	12,4		67,3
F = Drw/Dr		0,0050	60	23	19,0	12,5		65,2
		0,0036	120	23	18,0	12,7		61,1
Défloculant :		0,0025	240	23	16,5	13,1		54,9
5 g hexamétaphosphate/L		0,0018	480	24,5	15,0	13,5		49,9
		0,0011	1480	23,7	11,8	14,2	36,1	



ANNEXE 3
ESSAIS PROCTOR

Essai proctor normal
Résidus miniers Selbaie

% humidité visé	14	16	18	20	22	15	17	19	21	23
M. moule + sol humide (g)	6091,4	6137,2	6132,2	6120,9	6132,5	6138,3	6147,4	6117,9	6107	6078
M. moule (g)	4197,2	4197,2	4197,2	4197,2	4197,2	4197,2	4197,2	4197,2	4197,2	4197,2
M. sol humide (g)	1894,2	1940	1935	1923,7	1935,3	1941,1	1950,2	1920,7	1909,8	1880,8
Vol. moule (cm3)	938,973	938,973	938,973	938,973	938,973	939,973	940,973	941,973	942,973	943,973
M. volumique (kg/m3)	2017	2066	2061	2049	2061	2065	2073	2039	2025	1992
No de la tare	24	25	31	29	28	106	107	108	109	110
M. tare + sol humide (g)	243,8	289,4	305,9	214,5	306,5	126,8	189,8	221,7	165,9	176,7
M. tare + sol sec (g)	214,8	250,1	260	181,3	254,2	109,8	162,8	186,5	136	142,7
M. tare (g)	16	15,4	15,3	15,4	15,5	3,8	3,8	3,8	3,7	3,7
M. eau net (g)	29	39,3	45,9	33,2	52,3	17	27	35,2	29,9	34
M. sol sec (g)	198,8	234,7	244,7	165,9	238,7	106	159	182,7	132,3	139
% humidité	14,59	16,74	18,76	20,01	21,91	16,04	16,98	19,27	22,60	24,46
% humidité	14,59	16,74	18,76	20,01	21,91	16,04	16,98	19,27	22,60	24,46
M. volumique sèche (kg/t)	1760	1770	1735	1707	1691	1780	1772	1710	1652	1601

Essai proctor normal

Résidus miniers + 10% Boues rouges

% humidité visé	14	16	18	20	22
M.moule + sol humide (g)	6063,7	6102,5	6141,3	6119,5	6102,4
M. moule (g)	4196,9	4196,9	4196,9	4196,9	4196,9
M. sol humide (g)	1866,8	1905,6	1944,4	1922,6	1905,5
Vol. moule (cm ³)	938,973	938,973	938,973	938,973	938,973
M. volumique (kg/m ³)	1988	2029	2071	2048	2029
No de la tare	te1	te2	t98	115	107
M. tare + sol humide (g)	41,8	88,6	94,1	132,8	77,9
M. tare + sol sec (g)	36,8	76,3	79,6	110,9	64,1
M. tare (g)	3,7	3,7	3,9	3,8	3,8
M. eau net (g)	5	12,3	14,5	21,9	13,8
M. sol sec (g)	33,1	72,6	75,7	107,1	60,3
% humidité	15,11	16,94	19,15	20,45	22,89
% humidité	15,11	16,94	19,15	20,45	22,89
M. volumique (kg/m ³)	1727	1735	1738	1700	1651

Essai proctor normal
Résidus miniers + 10% CKD

% humidité visé	16	18	20	22	24
M. moule + sol humide (g)	6063,6	6115,5	6094,4	6072,5	6089,2
M. moule (g)	4197,2	4197,2	4197,2	4197,2	4197,2
M. sol humide (g)	1866,4	1918,3	1897,2	1875,3	1892
Vol. moule (cm ³)	938,973	938,973	938,973	938,973	938,973
M. volumique (kg/m ³)	1988	2043	2021	1997	2015
No de la tare	24	25	28	30	29
M. tare + sol humide (g)	170,3	106	258,4	154,5	155,6
M. tare + sol sec (g)	147,8	91,3	216,4	128,9	128,8
M. tare (g)	16,9	16,2	16,4	16,2	15,7
M. eau net (g)	22,5	14,7	42	25,6	26,8
M. sol sec (g)	130,9	75,1	200	112,7	113,1
% humidité	17,19	19,57	21,00	22,72	23,70
% humidité	17,19	19,57	21,00	22,72	23,70
M. volumique sèche(kg/m ³)	1696	1709	1670	1627	1629

ANNEXE 4
ESSAIS DE PERMÉABILITÉ

PERMÉABILITÉ EN CONDITIONS SATURÉES

Projet Ann L.
Matériaux Résidus miniers + 10% CKD

Géométrie initiale

Diamètre 9,96 cm
Longueur 8,03 cm
Volume 625,64 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
Dmax 0
Wopt 0 %

Conditions initiales

Masse sèche 1072,7 g
Masse humide 1285,1 g
Teneur en eau 19,8 %
Masse volumique sèche 1715 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
Degré de saturation 0,87 %

	Étape Date						
		Io 27/01/99	In 27/01/99	SP 27/01/99	CA1 28/01/99	CA2 28/01/99	CA3 28/01/99
Déformation axiale	0,01 mm	-46	-46	-15	249	313	375
Correction	0,01 mm	0	0	0	0	0	0
Longueur	cm	8,03	8,03	7,999	7,735	7,671	7,609
Volume	cm ³	625,64	625,64	623,22	602,66	597,67	592,84
Injection	cm ³	0	-1,2	42,5	-18,1	-5,5	-5,1

Contraintes-déformations

Contrepression	kPa	0	0	500	500	500	500
Contrainte axiale	kPa	0	20	20	44	80	160
Déformation axiale	%	0,00	0,00	0,39	3,81	4,68	5,53
Indice des vides		0,64	0,64	0,63	0,579	0,566	0,553
Porosité		39%	39%	39%	37%	36%	36%
Masse vol. sèche	kg/m ³	1715	1715	1721	1780	1795	1809
Saturation	%	87%	87%	106%	107%	107%	105%

Perméabilité en fin d'étape

		K1	K2	K3
Débit	cm ³ /min	0,09	0,08	0,08
Différentiel	cm eau	16,2	16,1	16,9
Perméabilité	cm/s	9,10E-06	8,50E-06	7,90E-06

PERMÉABILITÉ EN CONDITIONS SATURÉES

Projet Ann L.
Matériaux Résidus miniers + 10% boues rouges

Géométrie initiale

Diamètre 9,96 cm
Longueur 8,03 cm
Volume 625,64 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,91
Dmax 0
Wopt 0 %

Conditions initiales

Masse sèche 1072,7 g
Masse humide 1285,1 g
Teneur en eau 19,8 %
Masse volumique sèche 1715 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,70
Degré de saturation 0,83 %

	Étape	Date	Io	In	SP	CA1	CA2	CA3
			27/01/99	27/01/99	27/01/99	28/01/99	28/01/99	28/01/99
Déformation axiale	0,01 mm		-46	-46	-15	249	313	375
Correction	0,01 mm		0	0	0	0	0	0
Longueur	cm		8,03	8,03	7,999	7,735	7,671	7,609
Volume	cm ³		625,64	625,64	623,22	602,66	597,67	592,84
Injection	cm ³		0	-1,2	42,5	-18,1	-5,5	-5,1

Contraintes-déformations

Contrepression	kPa	0	0	500	500	500	500
Contrainte axiale	kPa	0	20	20	44	80	160
Déformation axiale	%	0,00	0,00	0,39	3,81	4,68	5,53
Indice des vides		0,70	0,70	0,69	0,635	0,621	0,608
Porosité		41%	41%	41%	39%	38%	38%
Masse vol. sèche	kg/m ³	1715	1715	1721	1780	1795	1809
Saturation	%	83%	82%	100%	101%	101%	98%

Perméabilité en fin d'étape

		K1	K2	K3
Débit	cm ³ /min	0,09	0,08	0,08
Différentiel	cm eau	16,2	16,1	16,9
Perméabilité	cm/s	9,10E-06	8,50E-06	7,90E-06

ANNEXE 5
ESSAIS CAPILLAIRES

Compilation essais de succion

Mélange: T-98

Date:

Étape	u_r-u_v (kPa)	ΔW_{out} (ml)	Wout (ml)	Hauteur (mm)	Vw	Vv	Sr (%)	R (μm)	w (%)	Sr (%)	θ
SP	0	0	0	29,068	87,78	87,78	100,00		22,15		0,3845
S1	1	0,5	0,5	29,058	87,28	87,69	99,53	150	22,02		0,3824
S2	2	0,23	0,73	29,046	87,05	87,59	99,38	75	21,97		0,3816
S3	4	0,17	0,9	29,028	86,88	87,45	99,34	37,5	21,92		0,3811
S4	8	0,59	1,49	29,026	86,29	87,44	98,69	18,75	21,77		0,3785
S5	12	1,3	2,79	29,024	84,99	87,42	97,22	12,5	21,45		0,3728
S6	16	0,49	3,28	29,024	84,5	87,42	96,66	9,375	21,32		0,3707
S7	20	0,68	3,96	29,02	83,82	87,39	95,91	7,5	21,15		0,3678
S8	24	0,6	4,56	29,018	83,22	87,37	95,24	6,25	21,00		0,3651
S9	28	0,21	4,77	29,017	83,01	87,37	95,01	5,3571429	20,95		0,3642
S10	32	0,22	4,99	29,016	82,79	87,36	94,77	4,6875	20,89		0,3633
S11	36	0,61	5,6	29,016	82,18	87,36	94,07	4,1666667	20,74		0,3606
S12	44	0,52	6,12	29,017	81,66	87,37	93,47	3,4090909	20,61		0,3583
S13	52	0,95	7,07	29,015	80,71	87,35	92,40	2,8846154	20,37		0,3542
S14	60	1,16	8,23	29,015	79,55	87,35	91,07	2,5	20,07		0,3491
S15	76	4,5	12,73	29,015	75,05	87,35	85,92	1,9736842	18,94		0,3293
S16	108	11,1	23,83	29,006	63,95	87,28	73,27	1,3888889	16,14		0,2807
S17	172	20,35	44,18	28,992	43,6	87,17	50,02	0,872093	11,00		0,1915
S18	290	13,25	57,43	28,967	30,35	86,97	34,90	0,5172414	7,66		0,1334
S20	172	-6,25	51,18	28,932	36,6	86,70	42,21	0,872093	9,24		0,1611
S21	108	-8,75	42,43	28,938	45,35	86,75	52,28	1,3888889	11,44		0,1995
S22	57	-16,68	25,75	28,939	62,03	86,75	71,50	2,6315789	15,65		0,2729
S23	47	-6,48	19,27	28,94	68,51	86,76	78,96	3,1914894	17,29		0,3014
S24	45	-0,5	18,77	28,942	69,01	86,78	79,52	3,3333333	17,41		0,3036
S25	20	-12,72	6,05	28,948	81,73	86,82	94,13	7,5	20,62		0,3595
S26	8	-4,45	1,6	28,948	86,18	86,82	99,26	18,75	21,75		0,3791
S27	1	-5,65	-4,05	28,948	91,83	86,82	105,76	150	23,17		0,4039

Essai de succion**T-98****Étape****SP****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9068 cm
 Volume 228,3 cm³

	Initial	à l'équilibre	
u _s	0 kPa	500 kPa	
u _w	0 kPa	500 kPa	
Pression capillaire	0 kPa	0 kPa	
Masse d'eau	89,9	87,8	99,9
Teneur en eau volumique	38,20%	38,45%	
Teneur en eau	22,70%	22,15%	
Volume des vides	94,95 cm ³	87,78 cm ³	
Sr	94,74%	99,99%	

Date	Heure	Dt	Dt (min)	Burette	DV	DL	Dt	Dv
02-06-98	09:41		0	0,00	19	0	2225	0,00
	10:34		0:53	53,00	18,98	0,02		53,00
	11:28		01:47	107,00	18,91	0,09		107,00
	12:43		03:02	182,00	18,9	0,1		182,00
	14:10		04:29	269,00	18,9	0,1		269,00
	15:15		05:34	334,00	18,9	0,1		334,00
03-06-98	08:45		23:04	1384,00	18,65	0,35		1384,00
	13:40		3:59:00	1679,00	18,6	0,4		1679,00
	16:45		7:04:00	1864,00	18,58	0,42		1864,00
04-06-98	09:10			2849,00	18,5	0,5		2849,00
	14:30		4:49:00	3169,00	18,5	0,5		3169,00
	15:30		5:49:00	3829,00	18,5	0,5		3829,00
05-06-98	09:15			4294,00	18,6	0,4		4294,00
	16:35		6:54:00	4734,00	18,6	0,4		4734,00
08-06-98	09:12			8611,00	19,2	-0,2		8611,00
	10:07		0:26:00	8666,00	19,2	-0,2		8666,00

Essai de succion**T-98****Étape****S1****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax 1,41
 Wopt 14,1 %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9058 cm
 Volume 228,2 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	500 kPa
u_w	500 kPa	499 kPa
Pression capillaire	0 kPa	1 kPa
Masse d'eau	87,8	87,3
Teneur en eau volumique	37,29%	38,25%
Teneur en eau	22,70%	22,03%
Volume des vides	87,80 cm ³	87,71 cm ³
Sr	100,0%	99,54%

Essai de succion**T-98****Étape****S2****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9046 cm
 Volume 228,1 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	500 kPa
u_w	500 kPa	498 kPa
Pression capillaire	0 kPa	2 kPa
Masse d'eau	87,8	87,1
Teneur en eau volumique	37,29%	38,17%
Teneur en eau	22,70%	21,97%
Volume des vides	87,80 cm ³	87,61 cm ³
Sr	100,00%	99,38%

Date	Heure	Dt	Dt (min)	Burette	DV
08-06-98	10:10	0	0,00	19,2	0
	10:50	0:40	40,00	19,11	0,09
	13:43	03:33	213,00	19	0,2
	15:43	05:33	333,00	18,97	0,23
09-06-98	08:18		1328,00	19,2	0
	11:27		1517,00	19,2	0
	12:20		1570,00	19,2	0
	12:58		1608,00	19,2	0
10-06-98	09:23		2833,00	19,24	-0,04
	14:28		3138,00	19,29	-0,09
	15:45		3215,00	19,29	-0,09
11-06-98	08:30		4220,00	19,4	-0,2
	16:30		4700,00	19,4	-0,2

Essai de succion**T-98****Étape****S3****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9028 cm
 Volume 228,0 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	500 kPa
u_w	500 kPa	496 kPa
Pression capillaire	0 kPa	4 kPa
Masse d'eau	87,8	86,9
Teneur en eau volumique	37,29%	38,12%
Teneur en eau	22,70%	21,93%
Volume des vides	87,80 cm ³	87,47 cm ³
S_r	100,0%	99,35%

Date	Heure	Dt	Dt (min)	Burette	DV
16-06-98	11:00	0	0.00	19	0
	11:55	0:55	55.00	18,98	0.02
	14:47	00:00	227.00	18,91	0.09
	17:45	06:45	405.00	18,9	0,1
17-06-98	09:15	#####	1335,00	18,9	0,1
	10:22	#####	1342,00	18,9	0,1
	12:03	01:03	1503,00	18,65	0,35
	15:30	4:30:00	1710,00	18,6	0,4
18-06-98	08:48	#####	2028,00	18,58	0,42
	09:55		2095,00	18,5	0,5
	11:45	0:45:00	2925,00	18,5	0,5
	14:24	3:24:00	3084,00	18,5	0,5
19-06-98	07:20		3380,00	18,6	0,4

Essai de succion**T-98****Étape S4****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9026 cm
 Volume 228,0 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500	500 kPa
u_w	500 kPa	█ kPa
Pression capillaire	0 kPa	8 kPa
Masse d'eau	87,8	█
Teneur en eau volumique	37,29%	37,86%
Teneur en eau	22,70%	21,78%
Volume des vides	87,80 cm ³	87,46 cm ³
Sr	100,0%	98,69%

Essai de succion**T-98****Étape****S6****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9024 cm
 Volume 228,0 cm³

Saturé

u_s 500 kPa
 u_w 500 kPa
 Pression capillaire 0 kPa
 Masse d'eau 87.8
 Teneur en eau volumique 37.29%
 Teneur en eau 22.70%
 Volume des vides 87.80 cm³
 Sr 100.0%

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

à l'équilibre

500 kPa
 [redacted] kPa
 16 kPa
 [redacted]
 37.08%
 21.33%
 87.44 cm³
 96.66%

Essai de succion**T-98****Étape****S7****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,902 cm
 Volume 227,9 cm³

Saturé

u_a 500 kPa
 u_w 500 kPa
 Pression capillaire 0 kPa
 Masse d'eau 87.8
 Teneur en eau volumique 37.29%
 Teneur en eau 22.70%
 Volume des vides 87.80 cm³
 Sr 100.0%

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

à l'équilibre

520 kPa
 [redacted] kPa
 20 kPa
 [redacted]
 36.78%
 21.16%
 87.41 cm³
 95.92%

Essai de succion**T-98****Étape****S8****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 - Masse volumique sèche 1685 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0.68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9018 cm
 Volume 227,9 cm³

Saturé
 u_s 500 kPa
 u_w 500 kPa
 Pression capillaire 0 kPa
 Masse d'eau 87.8
 Teneur en eau volumique 37.29%
 Teneur en eau 22.70%
 Volume des vides 87.80 cm³
 Sr 100,0%

à l'équilibre
 524 kPa
 [redacted] kPa
 24 kPa
 [redacted]
 36.52%
 21,01%
 87.39 cm³
 95.25%

Essai de succion**T-98****Étape****S9****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9017 cm
 Volume 227,9 cm³

	Saturé
u_s	500 kPa
u_w	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa
Masse d'eau	87,8
Teneur en eau volumique	37,29%
Teneur en eau	22,70%
Volume des vides	87,80 cm ³
Sr	100,0%

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

	à l'équilibre
	528 kPa
	█ kPa
	28 kPa
	█
	36,43%
	20,95%
	87,38 cm ³
	95,02%

Essai de succion**T-98****Étape****S10****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9016 cm
 Volume 227,9 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	532 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	32 kPa
Masse d'eau	87.8	██████████
Teneur en eau volumique	37.29%	36.34%
Teneur en eau	22.70%	20.90%
Volume des vides	87.80 cm ³	87.38 cm ³
Sr	100.0%	94.77%

Essai de succion**T-98****Étape****S11****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
Longueur 2,998 cm
Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
Dmax
Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
Masse humide 486,2 g
Teneur en eau 22,7 %
Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
Degré de saturation 94,74%
Degré de compactage
Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
Longueur 2,9016 cm
Volume 227,9 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	536 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	36 kPa
Masse d'eau	87.8	██████████
Teneur en eau volumique	37.29%	36.07%
Teneur en eau	22.70%	20.74%
Volume des vides	87.80 cm ³	87.38 cm ³
Sr	100.0%	94.08%

Essai de succion**T-98****Étape****S12****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9017 cm
 Volume 227,9 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	544 kPa
u_w	500 kPa	████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	44 kPa
Masse d'eau	87,8	████████
Teneur en eau volumique	37,29%	35,84%
Teneur en eau	22,70%	20,61%
Volume des vides	87,80 cm ³	87,38 cm ³
Sr	100,0%	93,47%

Essai de succion**T-98****Étape****S13****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9015 cm
 Volume 227,9 cm³

Saturé

u_s 500 kPa
 u_w 500 kPa
 Pression capillaire 0 kPa
 Masse d'eau 87.8
 Teneur en eau volumique 37.29%
 Teneur en eau 22.70%
 Volume des vides 87.80 cm³
 Sr 100.0%

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0.68
 Degré de saturation 94.74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

à l'équilibre

552 kPa
 [redacted] kPa
 52 kPa
 [redacted]
 35.43%
 20.37%
 87.37 cm³
 92.40%

Essai de succion**T-98****Étape****S14****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9015 cm
 Volume 227,9 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	560 kPa
u_w	500 kPa	█ kPa
Pression capillaire	0 kPa	60 kPa
Masse d'eau	87,8	█
Teneur en eau volumique	37,29%	34,92%
Teneur en eau	22,70%	20,08%
Volume des vides	87,80 cm ³	87,37 cm ³
Sr	100,0%	91,07%

Essai de succion**T-98****Étape****S15****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9015 cm
 Volume 227,9 cm³

Saturé

u_s 500 kPa
 u_w 500 kPa
 Pression capillaire 0 kPa
 Masse d'eau 87,8
 Teneur en eau volumique 37,29%
 Teneur en eau 22,70%
 Volume des vides 87,80 cm³
 S_r 100,0%

Caractéristiques de l'échantillon

D_r 2,82
 D_{max}
 W_{opt} %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

à l'équilibre

576 kPa
 [redacted] kPa
 76 kPa
 [redacted]
 32,94%
 18,95%
 87,37 cm³
 85,92%

Essai de succion**T-98****Étape****S16****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9006 cm
 Volume 227,8 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	608 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	108 kPa
Masse d'eau	87,8	██████████
Teneur en eau volumique	37,29%	28,08%
Teneur en eau	22,70%	16,14%
Volume des vides	87,80 cm ³	87,30 cm ³
Sr	100,0%	73,28%

Essai de succion**T-98****Étape S17****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,8992 cm
 Volume 227,7 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	672 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	172 kPa
Masse d'eau	87.8	██████████
Teneur en eau volumique	37,29%	19,16%
Teneur en eau	22,70%	11,01%
Volume des vides	87,80 cm ³	87,19 cm ³
Sr	100,0%	50,03%

Essai de succion**T-98****Étape****S18****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,8967 cm
 Volume 227,5 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	790 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	290 kPa
Masse d'eau	87,8	██████████
Teneur en eau volumique	37,29%	13,35%
Teneur en eau	22,70%	7,66%
Volume des vides	87,80 cm ³	86,99 cm ³
Sr	100,0%	34,91%

Essai de succion**T-98****Étape****S19****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,8932 cm
 Volume 227,2 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	608 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	108 kPa
Masse d'eau	87.8	██████████
Teneur en eau volumique	37.29%	16.29%
Teneur en eau	22.70%	9.34%
Volume des vides	87.80 cm ³	86.72 cm ³
Sr	100.0%	42.69%

Essai de succion**T-98****Étape****S20****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,8938 cm
 Volume 227,3 cm³

	Saturé
u_s	500 kPa
u_w	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa
Masse d'eau	87.8
Teneur en eau volumique	37.29%
Teneur en eau	22.70%
Volume des vides	87.80 cm ³
Sr	100.0%

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

	à l'équilibre
	608 kPa
	██████████ kPa
	108 kPa
	██████████
	20.14%
	11.55%
	86.76 cm ³
	52.75%

Essai de succion

T-98

Étape

S21

Géométrie initiale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,8939 cm
 Volume 227,3 cm³

	Saturé
u_a	500 kPa
u_w	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa
Masse d'eau	87,8
Teneur en eau volumique	37,29%
Teneur en eau	22,70%
Volume des vides	87,80 cm ³
S_r	100,0%

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

	à l'équilibre
	557 kPa
	██████████ kPa
	57 kPa
	██████████
	27,48%
	15,76%
	86,77 cm ³
	71,97%

Essai de succion**T-98****Étape S22****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,894 cm
 Volume 227,3 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	547 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	47 kPa
Masse d'eau	87.8	██████████
Teneur en eau volumique	37.29%	30.33%
Teneur en eau	22.70%	17.40%
Volume des vides	87.80 cm ³	86.78 cm ³
Sr	100.0%	79.43%

Essai de succion**T-98****Étape****S23****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax 2,82
 Wopt 22,7 %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,8942 cm
 Volume 227,3 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	545 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	45 kPa
Masse d'eau	87,8	██████████
Teneur en eau volumique	37,29%	30,54%
Teneur en eau	22,70%	17,52%
Volume des vides	87,80 cm ³	86,80 cm ³
Sr	100,0%	79,99%

Essai de succion**T-98****Étape S24****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,8948 cm
 Volume 227,4 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_v	500 kPa	520 kPa
u_h	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	20 kPa
Masse d'eau	87.8	██████████
Teneur en eau volumique	37.29%	36.16%
Teneur en eau	22.70%	20.75%
Volume des vides	87.80 cm ³	86.84 cm ³
Sr	100.0%	94.67%

Essai de succion**T-98****Étape****S25****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,8948 cm
 Volume 227,4 cm³

Saturé

u_s 500 kPa
 u_w 500 kPa
 Pression capillaire 0 kPa
 Masse d'eau 87,8
 Teneur en eau volumique 37,29%
 Teneur en eau 22,70%
 Volume des vides 87,80 cm³
 Sr 100,0%

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

à l'équilibre

508 kPa
 [redacted] kPa
 8 kPa
 [redacted]
 38,12%
 21,87%
 86,84 cm³
 99,79%

Essai de succion**T-98****Étape****S26****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 396,3 g
 Masse humide 486,2 g
 Teneur en eau 22,7 %
 Masse volumique sèche 1683 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,8948 cm
 Volume 227,4 cm³

Saturé

u_s 500 kPa
 u_w 500 kPa
 Pression capillaire 0 kPa
 Masse d'eau 87.8
 Teneur en eau volumique 37.29%
 Teneur en eau 22.70%
 Volume des vides 87.80 cm³
 Sr 100.0%

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,82
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,68
 Degré de saturation 94,74%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

à l'équilibre

501 kPa
 [redacted] kPa
 1 kPa
 [redacted] 78
 40.60%
 19.68%
 86.84 cm³
 89.82%

Compilation essais de succion

Mélange: T-98+10% poussières de four

Date: décembre 1998 à février 1999

Étape	$u_a - u_w$ (kPa)	ΔW_{out} (ml)	Wout (ml)	Hauteur (mm)	Volume (cm ³)	V _w	V _v	Sw	R (μ m)	w (%)	S _r (%)	θ	θ' (%)
SP	0	0	0	29,296	230,09	91,67	91,67	1,00		22,69		0,3984	
S1	1	0,5	0,5	29,29	230,04	91,17	87,88	1,04	150	22,02		0,3963	
S2	2	0,1	0,6	29,29	230,04	91,07	87,88	1,04	75	22,00		0,3959	
S3	4	0,5	1,1	29,284	230,00	90,57	87,83	1,03	37,5	21,87		0,3938	
S4	8	0,15	1,25	29,272	229,90	90,42	87,74	1,03	18,75	21,83		0,3933	
S5	16	1,1	2,35	29,28	229,96	89,32	87,80	1,02	9,375	21,56		0,3884	
S6	32	2,2	4,55	29,264	229,84	87,12	87,67	0,99	4,6875	21,00		0,3790	
S7	64	2,9	7,45	29,258	229,79	84,22	87,63	0,96	2,34375	20,27		0,3665	
S8	128	15,9	23,35	29,242	229,67	68,32	87,50	0,78	1,171875	16,26		0,2975	
S9	256	31,2	54,55	29,198	229,32	37,12	87,16	0,43	0,5859375	8,39		0,1619	
S10	512	12,17	66,72	29,132	228,80	24,95	86,64	0,29	0,2929688	5,31		0,1090	
S11	256	-2,52	64,2	29,15	228,94	27,47	86,78	0,32	0,5859375	5,95		0,1200	
S12	128	-8,4	55,8	29,164	229,05	35,87	86,89	0,41	1,171875	8,07		0,1566	
S13	64	-10,6	45,2	29,164	229,05	46,47	86,89	0,53	2,34375	10,74		0,2029	
S14	32	-16,3	28,9	29,178	229,16	62,77	87,00	0,72	4,6875	14,86		0,2739	
S15	16	-11,1	17,8	29,182	229,19	73,87	87,03	0,85	9,375	17,66		0,3223	
S16	8	-1,3	16,5	29,182	229,19	75,17	87,03	0,86	18,75	17,99		0,3280	
S17	4	-2,7	13,8	29,19	229,26	77,87	87,09	0,89	37,5	18,67		0,3397	
S18	0	-3,6	10,2	29,19	229,26	81,47	87,09	0,94	#DIV/0!	19,58		0,3554	

Essai de succion**T-98****Étape****SP****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,1 g
 Masse humide 488,9 g
 Teneur en eau 21 %
 Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
 Degré de saturation 92,56%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9296 cm
 Volume 230,1 cm³

	Initial	à l'équilibre, à saturation
u_a	0 kPa	500 kPa
u_w	0 kPa	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa	0 kPa
Masse d'eau	84,9	99,6
Teneur en eau volumique(θ)	0,36	0,43
Teneur en eau (w)	21,0%	24,6%
Volume des vides	91,67 cm ³	86,30 cm ³
Sr	0,93	1,15

Essai de succion

T-98

Étape

SI

Géométrie initiale

Diamètre	10 cm
Longueur	2,998 cm
Volume	235,5 cm ³

Conditions initiales

Masse sèche	404,0 g
Masse humide	488,9 g
Teneur en eau	21 %
Masse volumique sèche	1716 kg/m ³

Géométrie finale

Diamètre	10 cm
Longueur	2,929 cm
Volume	230,04 cm ³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr	2,81
Dmax	
Wopt	%

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides	0,64
Degré de saturation	92,56%
Degré de compactage	
Écart p/r au proctor	

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	501 kPa
u_w	500 kPa	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa	1 kPa
Masse d'eau	99,6	99,1
Teneur en eau volumique	0,43	0,43
Teneur en eau	24,64%	24,51%
Volume des vides	86,30 cm ³	86,25 cm ³
Sr	1,15	1,15

Essai de succion**T-98****Étape****S2****Géométrie initiale**

Diamètre	10 cm
Longueur	2,998 cm
Volume	235,5 cm ³

Conditions initiales

Masse sèche	404,0 g
Masse humide	488,9 g
Teneur en eau	21 %
Masse volumique sèche	1716 kg/m ³

Géométrie finale

Diamètre	10 cm
Longueur	2,929 cm
Volume	230,04 cm ³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr	2,81
Dmax	
Wopt	%

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides	0,64
Degré de saturation	92,56%
Degré de compactage	
Écart p/r au proctor	

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	502 kPa
u_w	500 kPa	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa	2 kPa
Masse d'eau	99,55	99,0
Teneur en eau volumique	0,43	0,43
Teneur en eau	24,64%	24,49%
Volume des vides	86,30 cm ³	86,25 cm ³
Sr	1,15	1,15

Essai de succion

T-98

Étape

S3

Géométrie initiale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
 Masse humide 88,9 g
 Teneur en eau 21 %
 Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
 Degré de saturation 92,56%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9284 cm
 Volume 230,0 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	504 kPa
u_w	500 kPa	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa	4 kPa
Masse d'eau	99,6	98,5
Teneur en eau volumique	0,43	0,43
Teneur en eau	24,6%	24,37%
Volume des vides	86,3 cm ³	86,21 cm ³
Sr	1,2	1,14

Essai de succion**T-98****Étape****S4****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,91
 Dmax 2,91
 Wopt 10 %

Conditions initiales

Masse sèche 413,7 g
 Masse humide 496,4 g
 Teneur en eau 20 %
 Masse volumique sèche 1757 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,66
 Degré de saturation 88,67%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9272 cm
 Volume 229,9 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500	508 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	8 kPa
Masse d'eau	99,6	██████████
Teneur en eau volumique	0,42	0,43
Teneur en eau	24,64%	23,78%
Volume des vides	86,30 cm ³	87,75 cm ³
Sr	1,15	1,12

Essai de succion**T-98****Étape****S5****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
 Masse humide 488,9 g
 Teneur en eau 21 %
 Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
 Degré de saturation 92,56%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9268 cm
 Volume 229,9 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	516 kPa
u_w	500 kPa	█ kPa
Pression capillaire	0 kPa	16 kPa
Masse d'eau	99,6	█
Teneur en eau volumique	0,43	0,42
Teneur en eau	24,64%	24,07%
Volume des vides	86,3 cm ³	86,08 cm ³
Sr	1,15	1,13

Essai de succion

T-98

Étape

S6

Géométrie initiale

Diamètre 10 cm
Longueur 2,998 cm
Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
Masse humide 488,9 g
Teneur en eau 21 %
Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
Longueur 2,9264 cm
Volume 229,8 cm³

	Saturé
u_s	500 kPa
u_w	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa
Masse d'eau	99,6
Teneur en eau volumique	0,43
Teneur en eau	24,6%
Volume des vides	86,3 cm ³
Sr	1,15

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
Dmax
Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
Degré de saturation 92,56%
Degré de compactage
Écart p/r au proctor

	à l'équilibre
	532 kPa
	██████████ kPa
	32 kPa
	██████████
	0,41
	23,52%
	86,05 cm ³
	1,10

Essai de succion**T-98****Étape****S7****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
 Masse humide 488,9 g
 Teneur en eau 21 %
 Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
 Degré de saturation 92,56%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9258 cm
 Volume 229,8 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	564 kPa
u_w	500 kPa	████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	64 kPa
Masse d'eau	99,6	████████
Teneur en eau volumique	0,43	0,40
Teneur en eau	24,64%	22,81%
Volume des vides	86,3 cm ³	86,00 cm ³
Sr	1,15	1,07

Essai de succion**T-98****Étape****S8****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
 Masse humide 488,9 g
 Teneur en eau 21 %
 Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
 Degré de saturation 92,56%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9242 cm
 Volume 229,7 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_v	500 kPa	628 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	128 kPa
Masse d'eau	99,6	██████████
Teneur en eau volumique	0,43	0,33
Teneur en eau	0,2	18,87%
Volume des vides	86,3 cm ³	85,88 cm ³
Sr	1,15	0,89

Essai de succion**T-98****Étape****S9****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
 Masse humide 488,9 g
 Teneur en eau 21 %
 Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
 Degré de saturation 92,56%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9198 cm
 Volume 229,3 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	756 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	256 kPa
Masse d'eau	99,6	██████████
Teneur en eau volumique	0,43	0,20
Teneur en eau	24,64%	11,15%
Volume des vides	86,3 cm ³	85,53 cm ³
Sr	1,15	0,53

Essai de succion**T-98****Étape****S10****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
 Masse humide 488,9 g
 Teneur en eau 21 %
 Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
 Degré de saturation 92,56%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9132 cm
 Volume 228,8 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	1012 kPa
u_w	500 kPa	█ kPa
Pression capillaire	0 kPa	512 kPa
Masse d'eau	99,6	█
Teneur en eau volumique	0,43	0,14
Teneur en eau	24,64%	8,14%
Volume des vides	86,3 cm ³	85,01 cm ³
Sr	1,15	0,39

Essai de succion

T-98

Étape

S11

Géométrie initiale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
 Masse humide 488,9 g
 Teneur en eau 21 %
 Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0.64
 Degré de saturation 92,56%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,915 cm
 Volume 228,9 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	756 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	256 kPa
Masse d'eau	99.6	██████████
Teneur en eau volumique	0.43	0.15
Teneur en eau	24.64%	8.76%
Volume des vides	86.3 cm ³	85.15 cm ³
Sr	1.15	0.42

Essai de succion**T-98****Étape****S12****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
 Masse humide 488,9 g
 Teneur en eau 21 %
 Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
 Degré de saturation 92,56%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9164 cm
 Volume 229,1 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	628 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	128 kPa
Masse d'eau	87,8	██████████
Teneur en eau volumique	37,29%	19,12%
Teneur en eau	21,00%	10,84%
Volume des vides	87,80 cm ³	85,26 cm ³
Sr	1,00	0,51

Essai de succion

T-98

Étape

S13

Géométrie initiale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
 Masse humide 488,9 g
 Teneur en eau 21 %
 Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
 Degré de saturation 92,56%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9164 cm
 Volume 229,1 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	564 kPa
u_w	500 kPa	████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	64 kPa
Masse d'eau	87,8	████████
Teneur en eau volumique	37,29%	23,75%
Teneur en eau	21,00%	13,46%
Volume des vides	87,80 cm ³	85,26 cm ³
Sr	1,00	0,64

Essai de succion

T-98

Étape

S14

Géométrie initiale

Diamètre 10 cm
Longueur 2,998 cm
Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
Dmax
Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
Masse humide 488,9 g
Teneur en eau 21 %
Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0.64
Degré de saturation 92.56%
Degré de compactage
Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
Longueur 2,9178 cm
Volume 229,2 cm³

	Saturé
u_s	500 kPa
u_v	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa
Masse d'eau	87.8
Teneur en eau volumique	37.29%
Teneur en eau	21.00%
Volume des vides	87.80 cm ³
Sr	1.00

	à l'équilibre
	547 kPa
	█ kPa
	47 kPa
	█
	30.85%
	17.50%
	85.37 cm ³
	0.83

Essai de succion**T-98****Étape****S15****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,81
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 404,0 g
 Masse humide 488,9 g
 Teneur en eau 21 %
 Masse volumique sèche 1716 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,64
 Degré de saturation 92,56%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9182 cm
 Volume 229,2 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	501 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	1 kPa
Masse d'eau	87,8	██████████ 78
Teneur en eau volumique	37,29%	35,69%
Teneur en eau	21,00%	19,30%
Volume des vides	87,80 cm ³	85,41 cm ³
Sr	1,00	0,96

Compilation essais de succion

Mélange: T-98+10% boues rouges

Date: décembre 1998 à février 1999

Étape	$u_a - u_w$ (kPa)	AWout (ml)	Wout (ml)	Hauteur (mm)	Volume (cm ³)	Vw	Vv	Sw	R (μ m)	w (%)	S'r (%)	θ
SP	0	0	0	29,286	230,01	97,3	87,85	1,11		23,52		0,3819
S1	1	0,5	0,5	29,286	230,01	96,8	87,85	1,10	150	22,02		0,3798
S2	2	1	1,5	29,282	229,98	95,8	87,82	1,09	75	21,77		0,3755
S3	4	0,4	1,9	29,282	229,98	95,4	87,82	1,09	37,5	21,67		0,3737
S4	8	0,1	2	29,272	229,90	95,3	87,74	1,09	18,75	21,65		0,3734
S5	12	0,2	2,2	29,27	229,89	95,1	87,72	1,08	12,5	21,59		0,3726
S6	16	0,8	3	29,264	229,84	94,3	87,67	1,08	9,375	21,39		0,3692
S7	32	1,8	4,8	29,26	229,81	92,5	87,64	1,06	4,6875	20,94		0,3614
S8	64	4,9	9,7	29,25	229,73	87,6	87,56	1,00	2,34375	19,70		0,3402
S9	128	14,1	23,8	29,23	229,57	73,5	87,41	0,84	1,171875	16,14		0,2790
S10	256	12,7	36,5	29,18	229,18	60,8	87,01	0,70	0,5859375	12,94		0,2241
S11	512	26,95	63,45	29,017	227,90	33,85	85,73	0,39	0,2929688	6,14		0,1071
S12	64	-36,07	27,38	29,048	228,14	69,92	85,98	0,81	2,34375	15,24		0,2651
S13	32	-8,9	18,48	29,054	228,19	78,82	86,02	0,92	4,6875	17,49		0,3040
S14	16	-3,5	14,98	29,059	228,23	82,32	86,06	0,96	9,375	18,37		0,3193
S15	8	-2,65	12,33	29,061	228,24	84,97	86,08	0,99	18,75	19,04		0,3309
S16	1	-5,95	6,38	29,068	228,30	90,92	86,13	1,06	150	20,54		0,3569

Essai de succion**T-98****Étape****SP****Géométrie initiale**

Diamètre	10 cm
Longueur	2,998 cm
Volume	235,5 cm ³

Conditions initiales

Masse sèche	413,7 g
Masse humide	496,4 g
Teneur en eau	20 %
Masse volumique sèche	1757 kg/m ³

Géométrie finale

Diamètre	10 cm
Longueur	2,9286 cm
Volume	230,0 cm ³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr	2,91
Dmax	
Wopt	%

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides	0,66
Degré de saturation	88,67%
Degré de compactage	
Écart p/r au proctor	

	Initial	à l'équilibre, à saturation	
u_s	0 kPa	500 kPa	
u_w	0 kPa	500 kPa	
Pression capillaire	0 kPa	0 kPa	
Masse d'eau	82,7	97,3	99,9
Teneur en eau volumique(θ)	0,35	0,42	
Teneur en eau (w)	20,0%	23,5%	
Volume des vides	93,31 cm ³	87,86 cm ³	
Sr	0,89	1,11	

Essai de succion**T-98****Étape****S1****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,91
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 413,7 g
 Masse humide 496,4 g
 Teneur en eau 20 %
 Masse volumique sèche 1757 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,66
 Degré de saturation 88,67%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9286 cm
 Volume 230,01 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	501 kPa
u_w	500 kPa	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa	1 kPa
Masse d'eau	97,3	97,2
Teneur en eau volumique	0,42	0,42
Teneur en eau	23,52%	23,49%
Volume des vides	87,86 cm ³	87,86 cm ³
Sr	1,11	1,11

Essai de succion**T-98****Étape S2****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 413,7 g
 Masse humide 496,4 g
 Teneur en eau 20 %
 Masse volumique sèche 1757 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9282 cm
 Volume 229,98 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,91
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,66
 Degré de saturation 88,67%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	502 kPa
u_w	500 kPa	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa	2 kPa
Masse d'eau	97,28	96,2
Teneur en eau volumique	0,42	0,42
Teneur en eau	23,52%	23,24%
Volume des vides	87,86 cm ³	87,83 cm ³
Sr	1,11	1,09

Essai de succion**T-98****Étape S3****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,91
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 413,7 g
 Masse humide 496,4 g
 Teneur en eau 20 %
 Masse volumique sèche 1757 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0.66
 Degré de saturation 88.67%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9278 cm
 Volume 229,9 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	504 kPa
u_w	500 kPa	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa	4 kPa
Masse d'eau	97.3	95.8
Teneur en eau volumique	0.42	0.42
Teneur en eau	23.5%	23.15%
Volume des vides	87.9 cm ³	87.80 cm ³
Sr	1.1	1,09

Essai de succion

T-98

Étape

S4

Géométrie initiale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 413,7 g
 Masse humide 496,4 g
 Teneur en eau 20 %
 Masse volumique sèche 1757 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9272 cm
 Volume 229,9 cm³

	Saturé
u_a	500
u_w	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa
Masse d'eau	97,3
Teneur en eau volumique	0,41
Teneur en eau	23,52%
Volume des vides	87,86 cm ³
Sr	1,11

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,91
 Dmax
 Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,66
 Degré de saturation 88,67%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

	à l'équilibre
	508 kPa
	█ kPa
	8 kPa
	█
	0,42
	23,13%
	87,75 cm ³
	1,09

Essai de succion**T-98****Étape S5****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,91
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 413,7 g
 Masse humide 496,4 g
 Teneur en eau 20 %
 Masse volumique sèche 1757 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0.66
 Degré de saturation 88.67%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,927 cm
 Volume 229,9 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_v	500 kPa	512 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	12 kPa
Masse d'eau	97.3	██████████
Teneur en eau volumique	0.42	0.42
Teneur en eau	23.5%	23.07%
Volume des vides	87.9 cm ³	87.73 cm ³
Sr	1.11	1.09

Essai de succion**T-98****Étape****S6****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,91
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 413,7 g
 Masse humide 496,4 g
 Teneur en eau 20 %
 Masse volumique sèche 1757 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,66
 Degré de saturation 88,67%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,9264 cm
 Volume 229,8 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	516 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	16 kPa
Masse d'eau	97.3	██████████
Teneur en eau volumique	0.42	0.41
Teneur en eau	23.52%	22.90%
Volume des vides	87.9 cm ³	87.69 cm ³
Sr	1,11	1,08

Essai de succion

T-98

Étape

S10

Géométrie initiale

Diamètre	10 cm
Longueur	2,998 cm
Volume	235,5 cm ³

Conditions initiales

Masse sèche	413,7 g
Masse humide	496,4 g
Teneur en eau	20 %
Masse volumique sèche	1757 kg/m ³

Géométrie finale

Diamètre	10 cm
Longueur	2,926 cm
Volume	229,8 cm ³

	Saturé
u_a	500 kPa
u_w	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa
Masse d'eau	97,3
Teneur en eau volumique	0,42
Teneur en eau	23,5%
Volume des vides	87,9 cm ³
S_r	1,11

Caractéristiques de l'échantillon

Dr	2,91
Dmax	
Wopt	%

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides	0,66
Degré de saturation	88,67%
Degré de compactage	
Écart p/r au proctor	

	à l'équilibre
u_a	532 kPa
u_w	████████ kPa
Pression capillaire	32 kPa
Masse d'eau	████████
Teneur en eau volumique	0,40
Teneur en eau	22,44%
Volume des vides	87,65 cm ³
S_r	1,06

Essai de succion**T-98****Étape****S14****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 413,7 g
 Masse humide 496,4 g
 Teneur en eau 20 %
 Masse volumique sèche 1757 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,925 cm
 Volume 229,7 cm³

	Saturé
u_a	500 kPa
u_w	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa
Masse d'eau	97,3
Teneur en eau volumique	0,42
Teneur en eau	23,52%
Volume des vides	87,9 cm ³
S_r	1,11

Caractéristiques de l'échantillon

D_r 2,91
 D_{max}
 W_{opt} %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,66
 Degré de saturation 88,67%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

	à l'équilibre
	564 kPa
	█ kPa
	64 kPa
	█
	0,38
	21,28%
	87,58 cm ³
	1,00

Essai de succion**T-98****Étape****S9****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
Longueur 2,998 cm
Volume 235,5 cm³

Conditions initiales

Masse sèche 413,7 g
Masse humide 496,4 g
Teneur en eau 20 %
Masse volumique sèche 1757 kg/m³

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
Longueur 2,923 cm
Volume 229,6 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,91
Dmax
Wopt %

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,66
Degré de saturation 88,67%
Degré de compactage
Écart p/r au proctor

	Saturé	à l'équilibre
u_s	500 kPa	628 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	128 kPa
Masse d'eau	97,3	██████████
Teneur en eau volumique	0,42	0,32
Teneur en eau	0,2	17,85%
Volume des vides	87,9 cm ³	87,42 cm ³
Sr	1,11	0,84

Essai de succion**T-98****Étape S10****Géométrie initiale**

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,998 cm
 Volume 235,5 cm³

Caractéristiques de l'échantillon

Dr 2,91
 Dmax
 Wopt %

Conditions initiales

Masse sèche 413,7 g
 Masse humide 496,4 g
 Teneur en eau 20 %
 Masse volumique sèche 1757 kg/m³

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides 0,66
 Degré de saturation 88,67%
 Degré de compactage
 Écart p/r au proctor

Géométrie finale

Diamètre 10 cm
 Longueur 2,918 cm
 Volume 229,2 cm³

	Saturé	à l'équilibre
u_a	500 kPa	756 kPa
u_w	500 kPa	██████████ kPa
Pression capillaire	0 kPa	256 kPa
Masse d'eau	97.3	██████████
Teneur en eau volumique	0.42	0.27
Teneur en eau	23.52%	14.79%
Volume des vides	87.9 cm ³	87.03 cm ³
Sr	1.11	0.70

Essai de succion

Résidus miniers et boues rouges

Étape S11

Géométrie initiale

Diamètre	10 cm
Longueur	2,998 cm
Volume	235,5 cm ³

Conditions initiales

Masse sèche	413,7 g
Masse humide	496,4 g
Teneur en eau	20 %
Masse volumique sèche	1757 kg/m ³

Géométrie finale

Diamètre	10 cm
Longueur	2,9017 cm
Volume	227,9 cm ³

	Saturé
u_s	500 kPa
u_w	500 kPa
Pression capillaire	0 kPa
Masse d'eau	97,3
Teneur en eau volumique	0,42
Teneur en eau	23,52%
Volume des vides	87,9 cm ³
Sr	1,11

Caractéristiques de l'échantillon

Dr	2,91
Dmax	
Wopt	%

Caractéristiques initiales de l'essai

Indice des vides	0,66
Degré de saturation	88,67%
Degré de compactage	
Écart p/r au proctor	

	à l'équilibre
	1012 kPa
	██████████ kPa
	512 kPa
	██████████
	0,15
	8,27%
	85,75 cm ³
	0,40