

Titre:	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
Auteurs:	Mostafa Aachib, Michel Aubertin, & Robert P. Chapuis
Date:	1993
Type:	Rapport / Report
Référence:	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 technique n° EPM-RT-93-32). https://publications.polymtl.ca/9894/
Citation:	

Document en libre accès dans PolyPublie

Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie:	https://publications.polymtl.ca/9894/
PolyPublie URL:	

Version: Version officielle de l'éditeur / Published version

Conditions d'utilisation:	Tous droits réservés / All rights reserved
Terms of Use:	

Document publié chez l'éditeur officiel

Document issued by the official publisher

Institution: École Polytechnique de Montréal

Numéro de rapport: EPM-RT-93-32

Report number:

URL officiel:
Official URL:

Mention légale:
Legal notice:

22 JAN. 1994

EPM/RT-93/32

*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*

Mostafa Aachib, Michel Aubertin et Robert P. Chapuis

Département de génie minéral
Section génie des mines

École Polytechnique de Montréal

Décembre 1993

gratuit

Tous droits réservés. On ne peut reproduire ni diffuser aucune partie du présent ouvrage, sous quelque forme que ce soit, sans avoir obtenu au préalable l'autorisation écrite des auteurs.

Dépôt légal, 3e trimestre 1993
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada

Pour se procurer une copie de ce document, s'adresser aux:

Éditions de l'École Polytechnique de Montréal
École Polytechnique de Montréal
Case postale 6079, succursale A
Montréal (Québec) H3C 3A7
(514) 340-4473

Compter 0,10 \$ par page (arrondir au dollar le plus près) et ajouter 3,00 \$ (Canada) pour la couverture, les frais de poste et la manutention. Régler en dollars canadiens par chèque ou mandat-poste au nom de l'École Polytechnique de Montréal. Nous n'honoreronons que les commandes accompagnées d'un paiement, sauf s'il y a eu entente préalable dans le cas d'établissement d'enseignement, de sociétés ou d'organismes canadiens.

AVANT-PROPOS

Le présent document est un ouvrage rédigé à la suite d'une recherche bibliographique portant sur le problème du drainage minier acide (DMA), réalisée dans le but de faire le point sur l'état des connaissances relatives à certains aspects particuliers, notamment sur les facteurs influant sur l'efficacité d'un système de recouvrement pour limiter la production d'eau acide. Compte tenu de l'abondante littérature sur le sujet, les auteurs ont jugé qu'il serait profitable à la collectivité d'éditer une telle revue.

Nous tenons à remercier le Centre de Recherches Minérales (MERQ), le CANMET et les compagnies Norebec-Manitou Inc. et Minerais Lac Inc., pour le support financier fourni par le biais du programme NEDEM/MEND.

RÉSUMÉ

Plusieurs des travaux de recherche menés au laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier, du département de génie minéral, sont orientés vers l'utilisation de rejets de concentrateur non réactifs comme matériaux de recouvrement pour limiter la production de drainage minier acide (DMA). Ces rejets pourraient notamment constituer la couche à rétention capillaire qui, placée entre deux couches à granulométrie plus grossière, maintiendrait un haut degré de saturation en eau pendant longtemps, même si elle est située bien au-dessus de la surface de la nappe phréatique.

Ce rapport énonce les principes physiques derrière un tel concept. Celui-ci est divisé en deux parties. Dans la première partie, les auteurs, après une brève description des différentes approches utilisées pour contrôler le problème du drainage minier acide, présentent en détail le mode d'analyse et de conception pour des barrières de recouvrement multicouches visant à restreindre le passage de l'eau et/ou de l'oxygène, deux éléments essentiels à la formation du DMA. Dans la seconde partie, on présente certains dispositifs expérimentaux conçus au sein du laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier. On décrit ainsi certaines expériences en colonnes, qui permettent de déterminer les caractéristiques hydriques et de diffusion gazeuse des matériaux de recouvrement. Les résultats de ces essais fournissent les données de base qui, à partir des équations de diffusion, permettent une évaluation initiale de la performance de la couverture. Des essais de longue durée dans des colonnes de contrôle sont également décrits; ceux-ci permettront, à l'aide de modèles de prédition, de quantifier les effets d'une telle couverture sur la génération d'eau acide. Enfin, quelques scénarios de recouvrement sont examinés à l'aide de modèles théoriques.

ABSTRACT

Various research activities conducted in the "laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier", of the Mineral Engineering Department, are related to the use of non reactive milling wastes (or tailings) as constitutive material in covers built for limiting the production of acid mine drainage (AMD). These tailings would constitute the capillary retention layer which, when located between two layers of coarser material, could maintain a high saturation ratio, for a long time, even if it is located well above the water table.

This report presents the physical principles behind such concept. It is divided into two parts. In the first one, the authors, after a brief description of the different approaches used for controlling the AMD problem, present with some details the main analysis and design components for layered cover systems which goal is to limit the flow of water and/or oxygen, two essential elements for AMD formation. In the second part, the authors present the main experimental set-ups. Column tests experiments used to determine hydraulic and diffusion characteristics of the materials are described. The results of such tests provide the basic data that, starting from diffusion equations, allow a preliminary evaluation of the cover performance. Long term tests in control columns are also described; these are used to evaluate, using various predictive models, the actual effect of covers on acid generation. Finally, some cover configurations are examined with fairly simple theoretical models.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	iii
RÉSUMÉ	v
ABSRACT	vi
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES TABLEAUX	xvii
LISTE DES SYMBOLES	xix
INTRODUCTION	1

I. CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES

1. POSITION DU PROBLÈME	6
2. SOURCES DU DRAINAGE MINIER ACIDE	7
3. MÉCANISMES DE PRODUCTION D'ACIDE	8
4. PRÉVISION DE LA PRODUCTION D'ACIDE	16
4.1. Essais statiques	16
4.2. Essais cinétiques	17
4.3. Modèles mathématiques	20
5. PRÉVENTION ET CONTRÔLE DE LA PRODUCTION D'ACIDE	
BARRIÈRES DE RECOUVREMENT	24
5.1. Couverture aquatique	28

5.2. Couverture synthétiques	29
5.3. Couvertures en matériaux meubles	31
5.3.1. Couvertures simples	34
5.3.2. Couvertures complexes	34
5.4. Performance des couvertures	40
5.4.1. Essais de laboratoire	40
5.4.2. Simulations numériques	45
5.4.3. Essais sur le terrain	50
6. TRANSFERTS HYDRIQUES DANS LES SOLS NON SATURÉS	52
6.1. Etat de l'eau dans un sol non saturé	53
6.2. Le problème hydrodynamique	55
6.2.1. Equation de continuité	56
6.2.2. Loi de Darcy généralisée	56
6.2.3. Equation de l'écoulement	60
6.2.4. Solutions quasi-analytiques	62
6.2.5. Modélisation numérique	68
6.3. Modèles d'infiltration	72
6.4. Infiltration à travers les sols multicouches	74
6.4.1. Concept de barrière capillaire	77
6.4.2. Application à la conception d'une barrière de recouvrement ..	82
7. TRANSPORT D'OXYGÈNE DANS LES RÉSIDUS ET LES SOLS	84
7.1. Transport par diffusion	84

7.2. Transport par convection	90
7.2.1. Effets barométriques	91
7.2.2. Effets thermiques	93
7.2.3. Transport avec l'eau de percolation	93
7.3. Méthodes d'estimation du coefficient de diffusion effectif	95
7.3.1. Modèles physiques	95
7.3.2. Relations empiriques et semi-empiriques	107
7.3.3. Solutions analytiques	115
8. CONCLUSION	117

II. APPROCHE EXPÉRIMENTALE

1. INTRODUCTION	120
2. PROPRIÉTÉS DES REJETS DE CONCENTRATEUR	121
2.1. Propriétés de base	122
2.1.1. Analyses granulométriques	122
2.1.2. Analyses minéralogiques	123
2.1.3. Essais de compactage	124
2.1.4. Essais de consolidation	124
2.1.5. Conductivité hydraulique	125
3. CONFIGURATION GÉNÉRALE DE L'INSTALLATION	128
3.1. Le dispositif expérimental	129

3.1.1. Colonne de drainage : détermination des caractéristiques hydriques des matériaux de recouvrement	130
3.1.2. Colonne de diffusion : détermination des coefficients de diffusion effectifs et des flux d'oxygène	134
3.1.3. Colonne témoin : performance des couvertures	135
3.2. Système d'acquisition et traitement des données	138
3.3. Principe de l'expérience	139
3.3.1. Colonne de drainage	139
3.3.2. Colonne de diffusion	139
3.3.3. Colonne témoin	140
4. CALCULS PRÉLIMINAIRES POUR LA PRÉDICTION DE LA PERFORMANCE DES BARRIÈRES DE RECOUVREMENT	144
4.1. Estimation du coefficient de diffusion effectif	144
4.2. Examen de quelques scénarios de recouvrement	146
4.2.1. Cas d'une couverture simple	146
4.2.2. Cas d'une couverture composite	150
5. CONCLUSION	152
RÉFÉRENCES	154
ANNEXE	179

LISTE DES FIGURES

Figure 1.3.1. Les étapes de la formation du DMA (d'après SRK, 1988)	10
Figure 1.3.2. Influence de la teneur en eau sur le flux de production d'acide (inspiré de SRK et <i>al.</i> , 1987)	11
Figure 1.3.3. Coupe transversale d'un dépôt de résidus type montrant les facteurs contrôlant le développement du DMA (Yanful, 1990a)	13
Figure 1.3.4. Variation de la température en fonction du pH d'un effluent minier acide (Miller et <i>al.</i> , 1990)	15
Figure 1.4.1. Exemples d'essais en colonne (SRK, 1991)	18
Figure 1.4.2. Formation du DMA à partir de l'oxydation de la pyrite (Stumm et Morgan, 1981).	21
Figure 1.5.1. Section typique d'un site d'entreposage de résidus miniers (tiré de Aubertin et Chapuis, 1991; inspiré de Oakley, 1987)	32
Figure 1.5.2. Effet de la teneur en bentonite sur la conductivité hydraulique d'un matériau meuble amendé (EPA, 1991)	39
Figure 1.5.3. Résultats de simulation d'inondation de résidus faiblement sulfureux (Ritcey et Silver, 1987)	42
Figure 1.5.4. Résultats de simulation d'inondation de résidus fortement sulfureux (Ritcey et Silver, 1987)	42
Figure 1.5.5. Effet de l'épaisseur de la couverture d'argile sur le taux de production d'acide dans les résidus (SRK, 1987)	46

Figure 1.5.6. Effet du type de couverture sur le taux d'infiltration (SRK, 1991)	48
Figure 1.5.6. (suite)	49
Figure 1.5.7. Coupe transversale type d'un amas remis en état montrant les détails de la couverture utilisée à Rum Jungle (Verhoeven, 1988; tiré de SRK, 1991)	51
Figure 1.6.1. Etats de saturation possible d'un milieu poreux (Bear, 1972)	53
Figure 1.6.2. Interface entre deux fluides non-miscibles (Bear, 1972)	54
Figure 1.6.3. Pression hydrostatique en fonction de la teneur en eau (sans tenir compte de l'hystéresis), (Freeze et Cherry, 1979)	55
Figure 1.6.4. Exemple de courbes de rétention d'eau montrant l'hystéresis (Freeze et Cherry, 1979).	58
Figure 1.6.5. Relations $\psi(\theta_w)$ obtenues expérimentalement par Thony (1970), (in Jegat, 1975).	58
Figure 1.6.6. Courbes expérimentales conductivité hydraulique- teneur en eau volumique (Thony, 1970; in Jegat	60
Figure 1.6.7. Comparaison entre les profils de teneur en eau calculés avec la solution de Philip (cercles) et ceux obtenus en résolvant l'équation de Richards pour une infiltration à charge constante (traits pleins) (Haverkamp et al., 1977).	63
Figure 1.6.8. Comparaison entre la solution de Parlange et la solution numérique pour une infiltration à flux constant, (a) évolution de la teneur en eau avec le temps, à la surface,	

(b) Profils de teneur en eau (Haverkamp et al., 1977)	67
Figure 1.6.9. Influence de la texture (a) et de la structure (b) du sol sur l'allure de la courbe de rétention (Hillel, 1971)	70
Figure 1.6.10. Courbes de conductivité hydraulique en fonction de la succion (Hillel, 1971)	72
Figure 1.6.11. Infiltrabilité en fonction du temps (Vauclin, 1984).	
$q_o = R(t)$ si $R(t) < i(t)$	
$q_o = i(t)$ si $R(t) > i(t)$	73
Figure 1.6.12. Diagramme des pressions pour un écoulement non-saturé à travers un sol bicouche (d'après Zaslavsky, 1964; in Bear, 1972)	76
Figure 1.6.13. Courbes de rétention pour un sable et un silt (Gillham, 1984)	78
Figure 1.6.14. Variation de la saturation avec l'élévation à des temps donnés (Akindunni et al., 1991).	
(a) Silt au-dessus un sable moyen	
(b) Silt au-dessus un sable grossier	81
Figure 1.6.15. Concept de couverture de sol pour des résidus réactifs (Rasmussen et Eriksson, 1987)	83
Figure 1.6.16. Diagramme de distribution de l'eau à travers la couverture de sol et le dépôt de résidus (Rasmussen et Eriksson, 1987)	83
Figure 1.7.1. Variations du facteur de tortuosité en fonction de la porosité,	

pour différents degrés de saturation (éq.1.7.5)	88
Figure 1.7.2. Profils d'oxygène gazeux observé et calculé au parc à résidus de Waite Amulet.	90
Figure 1.7.3. Variation de la solubilité de l'oxygène avec la température (Yanful, 1990b)	94
Figure 1.7.4. Essai en colonne avec une concentration source constante (Shackelford, 1991).	96
Figure 1.7.6. Essai en colonne avec une concentration source décroissante (Shackelford, 1991)	99
Figure 1.7.7. Méthode du réservoir double (a) Schéma de l'essai, (b) Profils de concentration (Shackelford, 1991)	101
Figure 1.7.8. Illustration schématique de la cellule de diffusion utilisée par Reardon et Moddle (1985)	104
Figure 1.7.9. Variations des concentrations et des masses d'oxygène à la source et à la base de la cellule de diffusion avec le temps (Yanful, 1993)	106
Figure 1.7.10. Variation du coefficient de diffusion avec la saturation pour le till de "Heath Steele" (Yanful, 1993)	106
Figure 1.7.11. Variation du coefficient de diffusion du CO ₂ avec la "teneur en air", (Reardon et Moddle, 1985)	109
Figure 1.7.12. Comparaison des modèles (1.7.29) et (1.7.30) sur les données de Reardon et Moddle.	111

Figure 1.7.13. Comparaison entre différentes méthodes d'estimation du coefficient de diffusion	113
Figure 1.7.14. Influence d'un espacement occupé par de l'air créé à travers l'échantillon sur les mesures du coefficient de diffusion effectif (Collin, 1987)	114
Figure 2.2.1. Structure des barrières de recouvrement multicouches (d'après Aubertin et Chapuis, 1991).	118
Figure 2.2.1. Courbes granulométriques des quatre rejets de recouvrement (BE, SE, SI, MB) et des résidus Solbec-Cupra (SC), (d'après Bussière, 1993).	122
Figure 2.3.1. Schématisation de la colonne de drainage	132
Figure 2.3.2. Description du système tensiomètre-capteur de pression	132
Figure 2.3.3. Courbes de succion en fonction de la teneur en eau pour des résidus d'une mine d'uranium (données de Larson et Goering, 1991)	133
Figure 2.3.4. Schéma du dispositif expérimental avec la colonne de diffusion . . .	135
Figure 2.3.5. Schéma du dispositif expérimental avec les colonnes témoin et de référence	137
Figure 2.3.6. Courbes granulométriques du sable utilisé dans les couches non-capillaires.	141
Figure 2.3.7. Méthodologie adoptée pour ce travail de recherche	135

Figure 2.4.1. Profil de diffusion d'oxygène en fonction du degré de saturation. Modèle de Millington-Shearer ajusté sur les données de Reardon et Moddle (résidus d'uranium, $n \approx 0,37$)	145
Figure 2.4.2. Courbes de diffusion d'oxygène en fonction du temps, pour différentes valeurs de D ($L=0,50$ m).	148
Figure 2.4.3. Performance de la couverture en fonction de son épaisseur, pour différents degrés de saturation	149
Figure 2.4.4. Profils d'oxygène pour un système multicouche et un système monocouche	151

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.5.1. Description sommaire des procédés d'amélioration des effluents miniers acides (Anon, 1987)	25
Tableau 1.5.1. (suite)	26
Tableau 1.5.2. Efficacité des procédés d'amélioration des effluents miniers acides (Anon, 1987)	27
Tableau 1.5.3. Effets de différentes couvertures sur la production d'acide (SRK, 1987)	46
Tableau 1.6.1. Valeurs moyennes des caractéristiques hydriques pour 11 types de sol (Rawls et <i>al.</i> , 1982; in Van Genuchten et <i>al.</i> , 1991)	71
Tableau 1.6.2. Valeurs moyennes des caractéristiques hydriques pour 12 types de sol (Carsel et Parrish, 1988; in Van Genuchten et <i>al.</i> , 1991)	71
Tableau 2.2.1. Principaux résultats des analyses granulométriques et limites de consistance (d'après Bussière, 1993).	123
Tableau 2.2.2. Résultats des analyses minéralogiques et du D _r pour les sites étudiés (d'après Bussière, 1993)	123
Tableau 2.2.3. Résultats des essais de compactage (d'après Bussière, 1993)	124
Tableau 2.2.4. Principaux résultats des essais oedométriques (d'après Bussière, 1993)	125
Tableau 2.2.5. Résultats des essais de perméabilité au perméamètre (d'après Bussière, 1993)	128

Tableau 2.2.6. Résultats des essais de perméabilité à l'oedomètre (d'après Bussière, 1993)	128
Tableau 2.3.1. Valeurs des paramètres d'ajustement du modèle RETC	133
Tableau 2.4.1. Paramètres utilisés pour le calcul des flux d'oxygène pour les barrières de recouvrement de la figure 2.4.4.	151

LISTE DES SYMBOLES

A	section de l'échantillon [L]
AEV	pression à l'entrée d'air [L]
a	coefficient de forme
BE	site Bevcon
C _b	Concentration d'oxygène dans le disque poreux à la base de la colonne [ML ⁻³]
C _c	indice de compression
C(t)	concentration d'oxygène dans la phase gazeuse au temps [ML ⁻³]
C _r	indice de recompression
C _u	coefficient d'uniformité
C _v	coefficient de consolidation [L ² T ⁻¹]
C _w	concentration en oxygène dissous dans l'eau d'infiltration [ML ⁻³]
C(ψ)	capacité capillaire [L ⁻¹]
c	vitesse de l'onde électromagnétique dans l'espace libre [LT ⁻¹]
D	coefficient de diffusion effectif [L ² T ⁻¹]
DMA	drainage minier acide
D _a	coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air libre [L ² T ⁻¹]
D _h	paramètre physique du sol [L]
D _r	densité relative
D _w	coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau [L ² T ⁻¹]

$D(\Theta_w)$	diffusivité capillaire [L^2T^{-1}]
D'	coefficient de diffusion effectif du gaz carbonique [L^2T^{-1}]
D'_a	coefficient de diffusion du gaz carbonique dans l'air [L^2T^{-1}]
d_{10}	diamètre effectif [L]
E_c	efficacité de la couverture
e	indice des vides
F_c	flux d'oxygène à travers la couverture [$ML^{-2}T^{-1}$]
F_i	flux d'oxygène dissous [$ML^{-2}T^{-1}$]
F_r	flux d'oxygène à travers les résidus sans couverture [$ML^{-2}T^{-1}$]
F_s	flux d'acide (moles $SO_4^{2-}/m^2/an$)
$F(t)$	flux diffusif d'oxygène [$ML^{-2}T^{-1}$]
$F_b(t)$	flux à travers le disque poreux à la base de l'échantillon [$ML^{-2}T^{-1}$]
$F_s(t)$	flux massique à travers la surface du sol [$ML^{-2}T^{-1}$]
g	accélération de la pesanteur [LT^{-2}]
H_g	hauteur de la colonne de gaz au-dessus de l'échantillon [L]
h	épaisseur de la zone d'oxydation (zone active) [L]
h_b	épaisseur du disque poreux [L]
$I(t)$	infiltration cumulative [L]
I_p	indice de plasticité
i	gradient hydraulique [-]
$i(t)$	taux d'infiltration [LT^{-1}]
$K, K(\Theta_w)$	conductivité hydraulique [LT^{-1}]

K_s	conductivité hydraulique à saturation [LT^{-1}]
K_w	constante de solubilité d'un gaz dans l'eau (constante de la loi de Henry)
k	perméabilité intrinsèque [L^2]
k_g	perméabilité effective du milieu au gaz [L^2]
k_r	constante cinétique de réaction [T^{-1}]
$k_r(\theta_w)$	perméabilité relative [-]
L	longueur de l'échantillon [L]
l	paramètre de connectivité des pores ($l=0.5$ selon Mualem, 1976)
MB	site Manitou-Barvu
m_v	coefficient de changement de volume [$M^{-1}LT^2$]
n	porosité totale du milieu poreux [L^3L^{-3}]
n_b	porosité du disque poreux [L^3L^{-3}]
p_a	pression dans la phase non-mouillante (air) [$ML^{-1}T^{-2}$]
p_c	pression capillaire [$ML^{-1}T^{-2}$]
p_w	pression dans la phase mouillante (eau) [$ML^{-1}T^{-2}$]
Q	facteur de diffusivité relative
q	flux volumique ou vitesse de Darcy [LT^{-1}]
RDT	rélectométrie dans le domaine du temps
R_s	réactivité des résidus (moles SO_4^{2-} produits/kg de résidus/an)
r', r''	rayons principaux de courbure, dans deux plans orthogonaux [L]
r^*	rayon de courbure moyen ($2/r^*=1/r'+1/r''$) [L]
s	sorptivité [$LT^{-1/2}$]

SC	site Solbec et Cupra
SE	site Senator
SI	site Sigma
S_o	degré de saturation irréductible
S_e	degré de saturation effectif ou teneur en eau réduite ($0 \leq S_e \leq 1$)
S_w	degré de saturation
t	temps [T]
v	vitesse de propagation des ondes électromagnétiques le long de tiges parallèles placées dans le matériau poreux [LT^{-1}]
W_{opt}	teneur en eau optimale
W_L	limite de liquidité
z	cote prise positivement vers le bas à partir de la surface du sol [L]
Δm	variation dans la masse d'oxygène dans l'intervalle de temps Δt [M]
Δm_1	variation dans la masse d'oxygène dans le réservoir source [M]
Δm_2	variation dans la masse d'oxygène dans le réservoir de collecte [M]
ΔC	différence de concentration entre le réservoir source et le réservoir de collecte [ML^{-3}]
α	paramètre empirique dont l'inverse ($1/\alpha$) représente la pression à l'entrée d'air (ψ_a) [L^{-1}]
β	paramètre d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale
γ_d	poids volumique sec [$ML^{-2}T^{-2}$]
γ_w	poids volumique de l'eau [$ML^{-2}T^{-2}$]

γ	paramètre d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale
λ	paramètre de distribution de la taille des pores
δ	paramètre tenant compte de la variation de la section d'un pore
μ_g	viscosité dynamique du gaz [$ML^{-1}T^{-1}$]
μ_w	viscosité dynamique de l'eau [$ML^{-2}T^{-2}$]
ψ	potentiel capillaire ou succion [L]
Ψ_a	pression à l'entrée d'air ou AEV ($1/\alpha$) [L]
Ψ_{cr}	pression à l'entrée d'air minimale [L]
ρ_r	masse volumique des résidus [M/L^3]
ρ_w	masse volumique de l'eau [ML^{-3}]
σ	tension superficielle de l'eau [ML^{-2}]
θ_a	"teneur volumique en air" du milieu poreux (V_{air}/V_{total}) [L^3L^{-3}]
θ_i	teneur en eau initiale [L^3L^{-3}]
θ_r	teneur en eau résiduelle [L^3L^{-3}]
θ_s	teneur en eau à saturation [L^3L^{-3}]
θ_w	teneur en eau volumique [L^3L^{-3}]
κ_a	constante diélectrique apparente pour un matériau poreux
τ	facteur de tortuosité ($\tau < 1$)
ϕ	charge hydraulique [L]

Indices

a	air
b	base
c	capillaire
e	effectif
g	gaz
w	eau

INTRODUCTION

Il existerait actuellement au Canada plus de 2000 dépôts de résidus sulfureux occupant une aire excédant 15000 hectares (Filion et *al.*, 1990). Ces dépôts sont générateurs d'eaux de drainage minier acides (DMA) qui, si elles sont mal contrôlées, peuvent constituer une menace très sérieuse pour l'environnement, notamment en raison des métaux lourds toxiques mis en solution. Au Québec seulement, on compte plus de 40 parcs à résidus miniers (2300 hectares environ) qui seraient potentiellement générateurs de DMA (Aubertin, 1991). La production d'eaux acides n'est pas limitée seulement aux activités minières, mais elle peut se manifester partout où une roche sulfurée est en contact avec l'air et l'eau. Dans cette étude, nous nous limiterons aux résidus miniers issus des activités de concentrateurs.

Un contrôle efficace du DMA consiste à utiliser des techniques de prévention avant le début de la génération d'eaux acides, et/ou des techniques de réduction pour les installations où la production d'acide est déjà entamée. Le traitement par l'ajout de bactéricides pour inhiber l'action bactériologique ou par des substances alcalines (en particulier les composés de carbonate et d'hydroxyde) pour neutraliser l'acidité nécessite des applications renouvelées et présente des difficultés lorsqu'il faut atteindre les résidus situés en profondeur (Kleinman et *al.*, 1981; USBM, 1982, 1985; Watzlaf, 1986; Sobek, 1987; Anon., 1987; Lapakko et Antonson, 1990; Sheremata et *al.*, 1991; SRK, 1991).

L'oxygène est le facteur le plus critique à la formation d'acidité. Son contrôle par un système de recouvrement bien conçu, permettant de restreindre la pénétration de

l'oxygène et de l'eau dans les résidus réactifs, paraît être une mesure efficace et permanente pour limiter la production d'eaux acides et les autres problèmes corrollaires. Les différentes méthodes de conception investiguées par divers auteurs tiennent compte de la faible diffusion de l'oxygène dans l'eau, environ 10 000 fois moindre que dans l'air. Ainsi, l'apport en oxygène peut être réduit par l'application d'une couche de matériaux fins, saturés ou presque, au-dessus des résidus (Magnusson et Rasmussen, 1983; Collin, 1987; Nicholson et *al.*, 1989, 1991; Yanful, 1990a, 1991a) ou par l'inondation de ceux-ci. Cette dernière solution n'est pas toujours possible et doit se planifier soigneusement (aménagement de digues et d'ouvrages de dérivation, suivi et entretien des ouvrages, traitement des eaux d'exhaure, etc.).

Les sols argileux ou silteux ont souvent été employés comme matériaux de recouvrement lors des études récentes (e.g., Nicholson et *al.*, 1989, 1991; Collin et Rasmussen, 1990; Yanful, 1991a, 1991b). En raison des difficultés et des coûts d'approvisionnement et de transport, des problèmes posés par leur mise en place et de leur grande susceptibilité aux effets climatiques (fissuration suite à des cycles de gel-dégel ou de mouillage-séchage), les argiles ne semblent pas appropriées dans plusieurs cas pratiques (Aubertin et *al.*, 1993). Pour ce qui est des silts et autres tills, ils ne sont pas toujours disponibles à proximité des sites d'entreposage, ce qui peut limiter leur utilisation. En guise d'alternatives à ces matériaux meubles d'origine naturelle, Aubertin et Chapuis (1990, 1991) ont proposé l'utilisation de rejets du concentrateur comme matériau de recouvrement. Les caractéristiques hydro-géotechniques de ces rejets (Aubertin et *al.*, 1992a, 1992b; L'Ecuyer et *al.*, 1992; Bussière, 1993) placent la fraction

fine des résidus parmi les silts. Ces matériaux se trouvent sur place et il est relativement facile de séparer la fraction fine de la fraction grossière des résidus en opérant par cyclonage ou en utilisant la ségrégation naturelle qui est produite sur le site de déversement (Vick, 1983).

Ainsi, les travaux de recherche que nous menons sont orientés vers l'utilisation des rejets de concentrateur (non réactifs) comme matériaux de recouvrement. Ces matériaux constitueront la couche à rétention capillaire qui, placée entre deux couches à granulométrie plus grossière (sable moyen à grossier), pourra maintenir un haut degré de saturation pendant longtemps, même si elle est située bien au-dessus de la surface de la nappe phréatique (Frind et al., 1976; Collin, 1987; Rasmuson et Eriksson, 1987; Nicholson et al., 1989, 1991; Akindunni et al., 1991; Yanful, 1991a).

Un dispositif expérimental spécifique, que nous avons conçu au sein du laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier, permet par une acquisition automatique de données de suivre l'évolution des mécanismes de diffusion de l'oxygène et d'infiltration de l'eau à travers les matériaux de recouvrement.

Des expériences dans des colonnes en laboratoire permettront de déterminer les caractéristiques hydriques et de diffusion des matériaux de recouvrement. Les résultats de ces essais fourniront, à l'aide de simulations numériques à partir de l'équation de diffusion, une évaluation initiale de la performance de la couverture. Des essais de longue durée dans des colonnes témoins permettront, à l'aide de modèles de prédiction, de quantifier les effets d'une telle couverture sur la génération d'eau acide, avant de procéder à des essais sur le terrain.

Nous allons décrire, dans la première partie de ce rapport, les différentes approches utilisées pour étudier le problème du DMA. Dans la seconde partie, nous présenterons les modèles physiques qui serviront de support à nos expériences au laboratoire, ainsi que les méthodes de mesure qui seront utilisées dans chaque cas. Enfin, quelques scénarios de recouvrement seront examinés à l'aide de modèles théoriques.

I. CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES

I. CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES

1. POSITION DU PROBLÈME

Le taux de production d'acide dans un dépôt de résidus miniers dépend de plusieurs facteurs, incluant la présence de minéraux acidivores et de bactéries, la nature des éléments sulfureux acidogènes, ainsi que les conditions d'infiltration de l'eau et le transport de l'oxygène (Aubertin et al., 1993).

Parmi les solutions disponibles pour contrôler la production du DMA à long terme, dans la perspective de restaurer le parc à résidus à la fin des opérations minières, l'installation de barrières de recouvrement sur la surface du site s'avère actuellement une des alternatives les plus pratiques, quoique très coûteuse. L'objectif de telles barrières est de limiter le passage de l'oxygène et de l'eau, qui sont deux éléments essentiels à la formation de DMA.

Divers matériaux peuvent être utilisés dans la conception de la couverture, selon leur disponibilité dans les environs et les conditions du site. On peut ainsi utiliser différents types de sol, des membranes synthétiques, une combinaison de terre et d'eau permettant d'obtenir un sol saturé ou marécageux, ainsi que divers autres matériaux tels que le ciment, le bitume, etc.

L'utilisation de matériaux géologiques comme couvertures semble actuellement émerger comme l'alternative la plus pratique, tant pour des raisons environnementales, sociales et légales, que pour des raisons techniques et même économiques (Aubertin et

al., 1993). Comme il sera montré dans ce qui suit, ceux-ci pourraient en effet s'avérer efficaces pour limiter la production de DMA lorsqu'ils sont utilisés dans un système de recouvrement multicouche.

Dans cette première partie, on se propose d'étudier les mécanismes de production d'eaux acides dans des résidus renfermant des minéraux sulfureux, ainsi que les différentes méthodes de prévention et de contrôle de cette production. Une attention particulière se portera sur les systèmes de recouvrement qui constituent actuellement la solution permanente la plus pratique à ce problème. Un contrôle efficace de la génération d'acidité par des barrières de recouvrement passe par l'étude des transferts d'eau et d'oxygène à travers un milieu poreux à saturation variable.

Cette revue de littérature nous permettra de développer ces différents aspects, afin de choisir les meilleurs critères de conception d'une couverture efficace. L'étude de la performance du système de recouvrement choisi fera l'objet de la deuxième partie.

2. SOURCES DU DRAINAGE MINIER ACIDE

Le drainage minier acide (DMA) se manifeste partout où la roche sulfurée est en contact avec l'air et l'eau. Il peut provenir de sources naturelles aussi bien que d'endroits où les roches sulfureuses ont été exposées en raison de travaux de génie civil, d'activités minières ou autres. Le DMA peut provenir (SRK, 1991) :

- du drainage ou du ruissellement des eaux en provenance des travaux souterrains ou de surface;

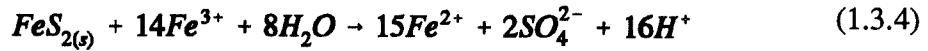
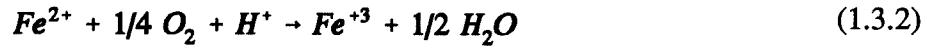
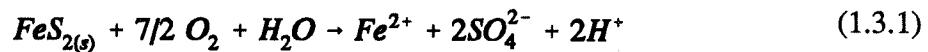
- des haldes de stériles provenant des mines de métaux et des déblais issus de l'exploitation houillère;
- des dépôts de résidus (parcs à rejets de concentrateur).

Dans bon nombre des exploitations minières au Canada, la pollution des eaux est due en grande partie au fait que certains minéraux sulfurés, tels les sulfures de fer comme la pyrite (FeS_2) et la pyrrhotite (Fe_{1-x}S), s'oxydent facilement (Anon., 1987). Lorsque le processus d'oxydation est bien engagé, les effluents s'acidifient; on parle alors de drainage minier acide. Le DMA constitue l'un des principaux problèmes environnementaux posés par l'industrie minière, parce qu'il libère des métaux lourds toxiques ainsi que d'autres produits nocifs. Il faudrait donc prendre des mesures préventives avant le début de la génération d'eaux acides, et utiliser des techniques de réduction pour les installations où la production d'acide est déjà entamée. Il est aussi impératif de prévoir avec exactitude le potentiel de production d'acide pour une meilleure conception des mesures de contrôle du DMA. Pour ce faire, il faut bien comprendre le mécanisme de l'acidification.

3. MÉCANISMES DE PRODUCTION D'ACIDE

Le processus chimique à la base de la formation du DMA dans les résidus réactifs est l'oxydation des sulfures lorsque ceux-ci sont exposés à l'oxygène. Comme la pyrite (FeS_2) est le minéral sulfureux le plus répandu, le mécanisme de production d'acide est fréquemment présenté à partir des équations chimiques impliquant celle-ci. Les équations

des diverses réactions chimiques sont largement discutées par plusieurs auteurs (e.g. Kleinmann et al., 1981; Nordstrom, 1982; Anon, 1987; Ritcey, 1989; Aubertin et al., 1992b). L'oxydation de la pyrite peut se représenter de façon simplifiée par les quatre équations suivantes, bien qu'il s'agisse d'un processus complexe qu'on ne comprend pas encore entièrement :



où l'indice (s) représente un état solide.

La réaction (1) représente l'oxydation, relativement lente, de la pyrite dans une solution au pH pratiquement neutre en présence de l'oxygène. Le milieu s'acidifie alors graduellement, favorisant les réactions (2) et (3). Ainsi, le fer ferreux (Fe^{2+}) s'oxyde en fer ferrique (Fe^{3+}), et celui-ci précipite sous forme d'hydroxyde ferrique ($Fe(OH)_{3(s)}$); d'autres ions H^+ sont dégagés, ce qui acidifie encore davantage le milieu. Lorsque le pH baisse en-deça de 3,5 environ, la réaction (4) intervient; le fer ferrique demeure en solution, et oxyde la pyrite directement. La réaction d'oxydation de la pyrite par le fer ferrique est beaucoup plus rapide que celle d'oxydation du fer ferreux (Stumm et Morgan,

1981).

Certaines bactéries peuvent jouer un rôle important dans la génération du DMA. La bactérie *thiobacillus ferrooxidans*, par exemple, agit comme catalyseur pour accélérer le processus d'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} , amplifiant ainsi le taux de production d'acide. Cela est particulièrement remarquable lorsque le pH atteint environ 3,5, alors qu'un processus cyclique et rapide, représenté par les réactions (2) et (4), s'engage. Il se forme alors de grandes quantités d'acides. Les différentes étapes de production d'acide sont illustrées par la figure (1.3.1).

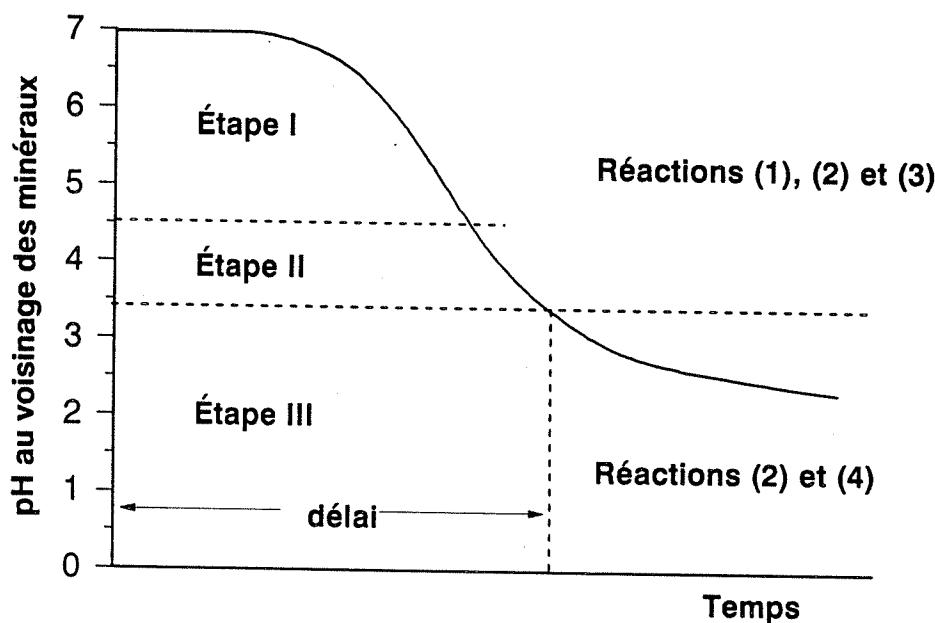


Figure 1.3.1. Les étapes de la formation du DMA (d'après SRK, 1988)

L'acidification de l'eau a par ailleurs pour effet de faire passer en solution de grandes quantités de métaux lourds, ce qui a des impacts négatifs sur l'environnement.

Comme on peut le constater à la lumière des équations précédentes, la formation de DMA exige, outre la présence de minéraux sulfureux, de l'eau et de l'oxygène. En limitant l'apport de l'un ou de l'autre de ces éléments, on peut ralentir (ou même arrêter) la production de DMA. La figure 1.3.2 montre une production maximale d'acide pour des teneurs en eau inférieures à 0,30.

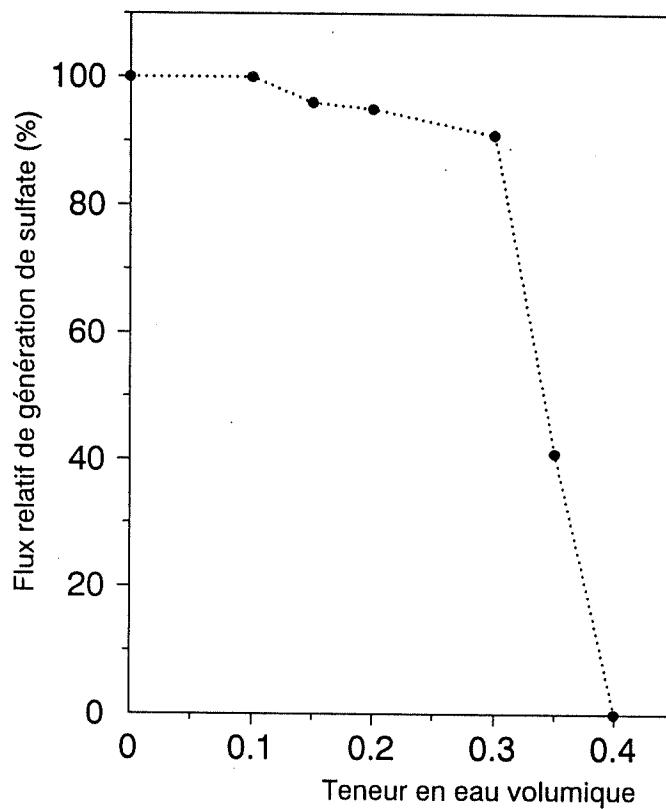


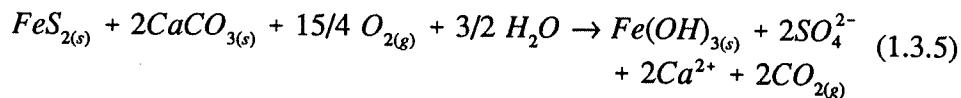
Figure 1.3.2. Influence de la teneur en eau sur le flux de production d'acide (inspiré de SRK et al., 1987)

D'autres facteurs influent sur la vitesse des réactions et, par la suite, sur le taux de production d'acide : ce sont notamment la température, le pH initial du lixiviat,

l'activité bactérienne et la surface spécifique des rejets solides. A 4°C, les activités biologique et chimique sont pratiquement identiques (SRK et al., 1987). A 30°C, l'activité biologique devient plus qu'un ordre de grandeur supérieure à l'activité chimique.

La qualité des effluents miniers dépendra également de la qualité des minéraux neutralisant en présence. Les minéraux carbonatés comme le calcaire (CaCO_3) et la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) sont les principaux neutralisants naturels des acides produits dans les résidus miniers. En neutralisant l'acide qui résulte de l'oxydation des sulfures, la baisse du pH nécessaire au développement des micro-organismes ne peut avoir lieu, et le processus d'acidification ne peut vraiment s'engager (Anon., 1987). A un pH=7.2, l'activité biologique est négligeable (0.20% de la valeur optimale) et l'oxydation chimique devient le seul facteur significatif (SRK et al., 1987). La connaissance de la nature géochimique des déchets miniers est donc essentielle pour la prévision de la qualité des effluents.

L'oxydation des minéraux sulfurés peut conduire à la formation de minéraux secondaires si le milieu se neutralise après un certain temps ou que sa neutralité se maintient pendant le processus (SRK, 1991). Pour les sulfures de fer (comme la pyrite, la marcassite et la pyrrhotite), les minéraux secondaires formés éventuellement à un pH=7, après oxydation et neutralisation complètes, sont essentiellement les hydroxydes et sulfates ferriques et le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). L'action neutralisante qu'exerce le calcaire, par exemple, sur l'acide produit par l'oxydation de la pyrite peut se représenter comme suit (Williams et al., 1982) :



où l'indice (g) représente un état gazeux.

Des concentrations élevées de $CO_{2(g)}$ révèlent qu'une oxydation a lieu dans les résidus. Effectivement, le gaz carbonique est produit lorsqu'il y a suffisamment d'acide libéré en présence d'espèces carbonatées qui sont ensuite transformées en phase gazeuse selon l'équation (1.3.5).

L'oxydation des sulfures commence spécifiquement dans la zone non saturée (zone vadose) et peu profonde des résidus où il y a généralement un apport d'oxygène abondant et une population microbienne importante (figure 1.3.3). L'acidité libérée se déplacera ensuite vers la nappe phréatique avec l'eau d'infiltration.

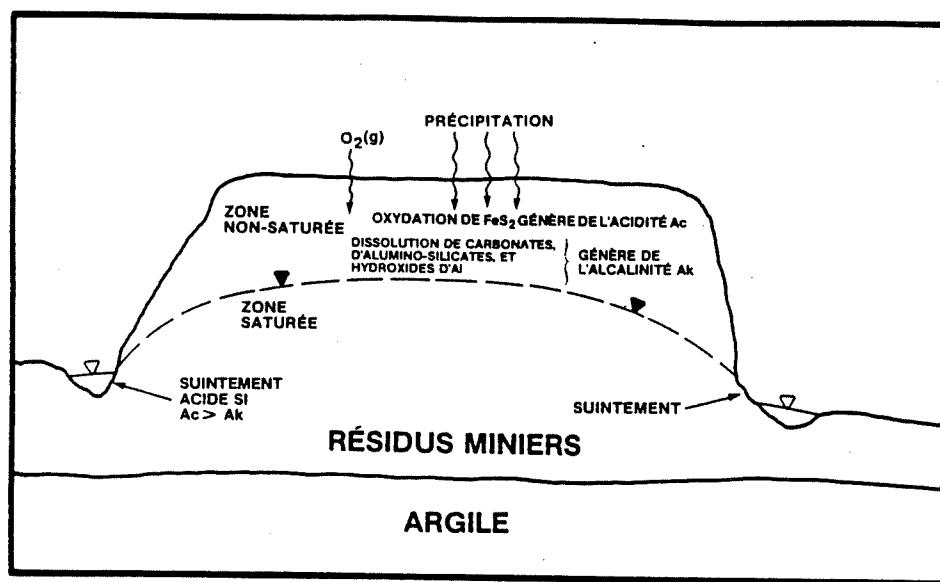


Figure 1.3.3. Coupe transversale d'un dépôt de résidus type montrant les facteurs contrôlant le développement du DMA (Yanful, 1990a)

En supposant les résidus homogènes vis-à-vis des paramètres physiques (température, teneur en eau, taille des particules), chimiques (teneur en pyrite, réactivité) et de transport (diffusion d'oxygène), le flux d'acide dans les résidus est relié à l'épaisseur de la zone d'oxydation (h) et à la réactivité de la pyrite (R_s) par l'équation suivante (Halbert et al., 1983) :

$$F_s = h R_s \rho_r \quad (1.3.6)$$

avec F_s : flux d'acide (moles $\text{SO}_4^{2-}/\text{m}^2/\text{an}$)

h : épaisseur de la zone d'oxydation (zone active)

R_s : réactivité des résidus (moles SO_4^{2-} produits/kg de résidus/an)

ρ_r : masse volumique des résidus (kg/m^3).

La réactivité de la pyrite peut être considérée comme la somme des processus biologiques (activité microbienne) et chimiques. L'influence du pH sur l'oxydation biologique de la pyrite peut être exprimée par la relation suivante (Senes et al., 1986) :

$$R_s \propto 1 / (1 + 10^{2.5 - pH} + 10^{pH - 4.0}) \quad (1.3.7)$$

La vitesse de la réaction décroît rapidement aux valeurs alcalines du pH (Arkesteyn, 1980). Les effets du pH sur l'oxydation chimique de la pyrite sont moins significatifs. Smith et Shumate (1970) les ont exprimés sous la forme suivante :

$$R_s \propto (pH)^{0.7} \quad (1.3.8)$$

Contrairement à l'oxydation biologique, la vitesse d'oxydation chimique augmente avec le pH.

L'oxydation de la pyrite en acide sulfurique et sulfate ferreux est une réaction exothermique libérant 1440 kJ/mole de pyrite (Bennett et al., 1989). Les taux de variation de la température peuvent fournir une indication qualitative sur la réactivité des sulfures (Miller et al., 1990). La figure (1.3.4) montre un exemple de profil de température pour des résidus hautement réactifs.

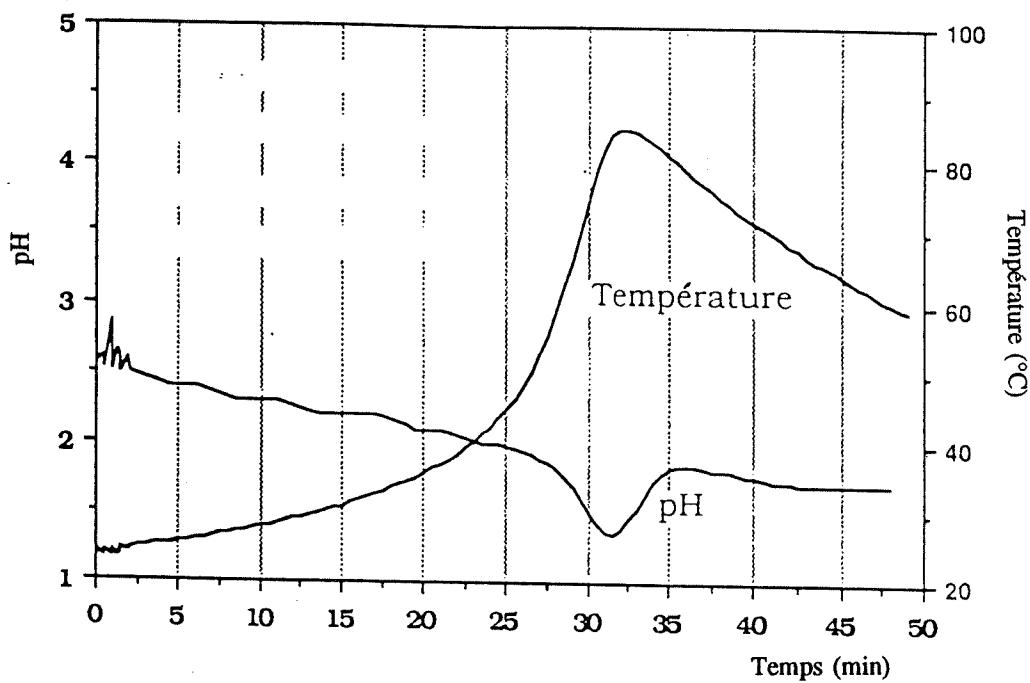


Figure 1.3.4. Variation de la température en fonction du pH d'un effluent minier acide (Miller et al., 1990)

4. PRÉVISION DE LA PRODUCTION D'ACIDE

On peut déterminer en laboratoire le potentiel d'acidification par l'analyse d'échantillons de roches et de stériles représentatifs. Divers chercheurs ont examiné les méthodes qui s'emploient à cette fin (Sobek et al., 1978; Perry, 1985; Ferguson et Erickson, 1986; Lawrence, 1990).

4.1. Essais statiques

On parle de conditions statiques car on ne tient pas compte des vitesses relatives de production et de consommation d'acide. En théorie, un échantillon produit une acidité nette après un certain temps, uniquement si l'acidité potentielle dépasse le pouvoir de neutralisation.

Il existe plusieurs types d'essais statiques. Cependant, tous ces essais suivent le même principe de base que nous allons résumer dans ce qui suit. On détermine le potentiel d'acidification d'un échantillon par la mesure de la teneur en soufre totale ou la teneur en soufre pyritique. Après l'évaluation de l'acidité potentielle, on définit le potentiel de neutralisation par l'analyse de la teneur en carbonates. Une mesure du pH permet d'indiquer la réactivité immédiate des minéraux neutralisants dans l'échantillon et de savoir si une production d'acide importante a eu lieu avant la mesure (SRK, 1991). On obtient le potentiel net de neutralisation (PNN) en retranchant le potentiel d'acidification du potentiel de neutralisation. Si la valeur du PNN est en-deçà de 5 tonnes de CaCO₃/1000 tonnes d'échantillon, le milieu est considéré comme acidifiable (Anon.,

1987). Si les échantillons prélevés possèdent un potentiel de production d'acide, il faut procéder à des essais cinétiques.

Les essais statiques ne s'appliquent que lorsqu'il y a un fort excès de produits générateurs ou consommateurs d'acide (Caruccio et al., 1980; Williams et al., 1982; Senes, 1984), mais ils sont néanmoins utiles comme épreuves de dépistage pour déterminer s'il y a lieu de faire des tests plus poussés (Ferguson et Erickson, 1986).

4.2. Essais cinétiques

Ces essais font appel à la lixiviation d'échantillons représentatifs et au contrôle de la qualité de l'effluent sur une longue durée (plusieurs mois ou années). Ils servent à modéliser en laboratoire les processus générateurs et consommateurs d'acide (Anon., 1987). Ils visent à mettre à l'épreuve les techniques de contrôle ou de traitement préconisées, et à définir les vitesses de réaction dans le temps et dans des conditions particulières (SRK, 1991). Par conséquent, les essais cinétiques sont plus coûteux et demandent plus de temps que les essais statiques (Anon., 1987).

Les essais cinétiques en colonnes sont les plus répandus car ils permettent de reproduire certaines conditions en milieu naturel comme l'alternance des cycles humides et secs ou les conditions de dégradation particulières. On peut ainsi évaluer les effets des mesures qu'on veut appliquer pour empêcher l'acidification des effluents. La figure (1.4.1) présente des exemples d'essais en colonne.

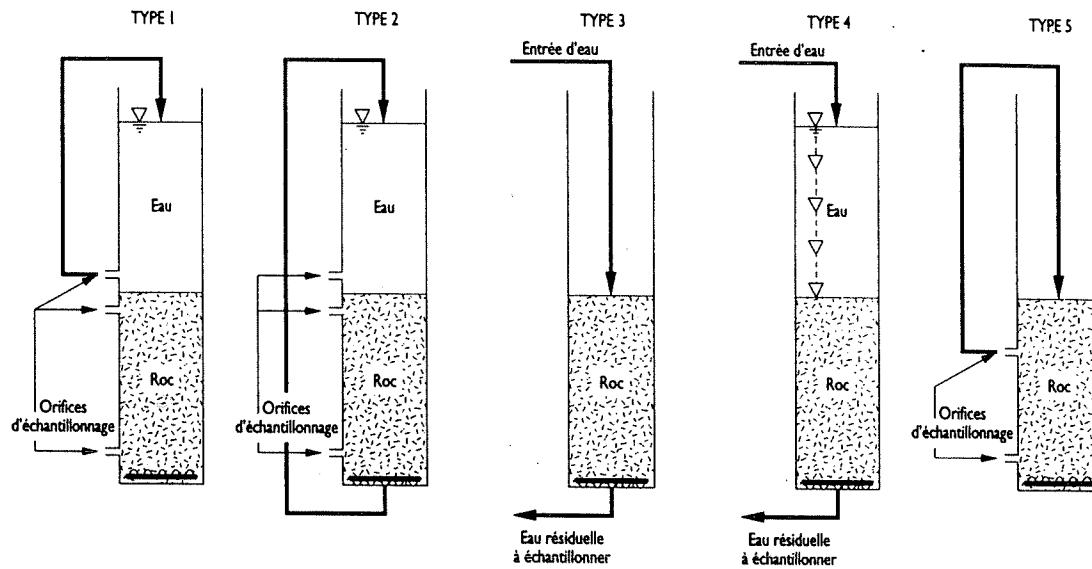


Figure 1.4.1. Exemples d'essais en colonne (SRK, 1991)

Les colonnes (ou lysimètres) sont construites à partir d'un matériau inerte chimiquement (PVC, plexiglass, etc.) et peuvent avoir des dimensions variant de 5 cm de diamètre par 60 cm de hauteur à plus de 60 cm de diamètre par 600 cm de hauteur, selon les objectifs souhaitées (SRK, 1991). Des dimensions intermédiaires sont souvent utilisées, généralement 25 cm de diamètre par 120 cm de hauteur (CRI, 1991). L'indication d'un potentiel de génération d'acide peut être donnée par la qualité du lixiviat (SRK, 1991; CRI, 1991) :

- *décroissance du pH :*

* $\text{pH} > 5$: l'échantillon est assez peu acidogène et/ou la neutralisation de l'acide prévaut sur sa production;

* $3 \leq \text{pH} \leq 5$: l'échantillon est acidogène et une certaine neutralisation de l'acide peut avoir lieu;

* pH<3 : l'échantillon est très acidogène et le rôle de la bactérie *thiobacillus ferrooxidans* peut être très significatif.

- *augmentation de la conductivité spécifique*
- *augmentation du potentiel d'oxydo-réduction :*
 - au début de la génération d'acide, les valeurs redox sont relativement basses (<400 mV);
 - des valeurs élevées (>450 mV) indiquent une oxydation plus vigoureuse et une influence de bactéries fero-oxydantes;
 - au-dessus de 500 mV, l'oxydation du fer ferrique des minéraux sulfureux peut être significative.

D'autres mesures permettant d'évaluer l'essai portent sur les sulfates, l'acidité et les métaux (SRK, 1991) :

- *Sulfates* : les sulfates (SO_4^{2-}) sont des sous-produits directs de l'oxydation complète des sulfures. C'est pourquoi les sulfates constituent un bon indicateur du taux d'oxydation des sulfures et de la production d'acide si :
 - tout le soufre oxydé se dégage dans l'eau;
 - tout le soufre de l'eau s'oxyde complètement pour former du sulfate;
 - la précipitation du gypse ou d'un autre minéral sulfaté ne limite pas la concentration aqueuse du sulfate.
- *Acidité* : l'acidité est la mesure cumulative de plusieurs espèces en phase aqueuse dont le Fe^{2+} , le Fe(OH)^{2+} , le Al^{3+} et le HSO_4^- . L'acidité peut donc servir d'indicateur brut de la capacité de production d'acide. Il existe fréquemment une corrélation entre les sulfates

et l'acidité sauf si la neutralisation est importante.

- *Métaux* : l'analyse des métaux en phase aqueuse permet de déterminer le taux d'épuisement du métal de l'échantillon, en comparant le dégagement de métal par rapport au contenu métallique original. Habituellement, le dégagement de métal des minéraux sulfureux, au cours de l'oxydation, ne constitue pas un indicateur fiable du taux de production d'acide en raison des effets secondaires attribuables, entre autres, à l'hydrolyse et à la précipitation des minéraux secondaires.

D'autres types d'essais cinétiques comme l'épreuve de "B.C. Research", le réacteur de Soxhlet, les essais en flacons agités ou en cellules d'humidité, sont largement décrits par SRK (1991) et Anon. (1987).

4.3. Modèles mathématiques

L'extrapolation des taux de production d'acide et de neutralisation du pH au-delà de la durée des essais se réalise au moyen de modèles mathématiques. Des modèles ont été développés pour prévoir la qualité des effluents miniers de façon quantitative (Cathles, 1979; Ricca et Shutz, 1979; Davis et Ritchie, 1983; Halbert et al., 1983; Caruccio, 1984; Jaynes et al., 1984; Nicholson, 1984). Ces modèles sont généralement assez complexes et doivent encore faire l'objet de vérifications approfondies. Il est souvent difficile de déterminer le modèle, si celui-ci existe, qui correspond le mieux à la réalité. On n'obtient pas nécessairement une meilleure prévision en augmentant la complexité du modèle, puisque les modèles plus complexes nécessitent davantage de paramètres qui doivent eux-mêmes être définis (SRK, 1991).

Pour être utilisés comme outils de dépistage, les modèles mathématiques doivent être vérifiés, étalonnés et validés. La vérification consiste à examiner l'exactitude des équations fondamentales et des hypothèses sous-jacentes. L'étalonnage du modèle consiste à déterminer les valeurs les plus "appropriées" des paramètres. La validation consiste à appliquer un modèle étalonné à un nouveau jeu de données recueillies à des endroits différents, mais semblables ou au même endroit à des moments différents. En raison d'un manque de données à long terme recueillies sur le terrain, il est peu probable qu'un modèle élaboré pour la production d'acide dans des dépôts sulfureux soit parfaitement validé (SRK, 1991).

Tout mécanisme chimique ou biochimique consiste en une série de processus élémentaires. Le plus lent de ces processus élémentaires est considéré comme l'étape déterminante du taux. Stumm et Morgan (1981) ont proposé un modèle de description de l'oxydation de la pyrite selon le schéma de la figure (1.4.2). Ce schéma est une simplification des équations chimiques (1), (2), (3) et (4) présentées au chapitre précédent.

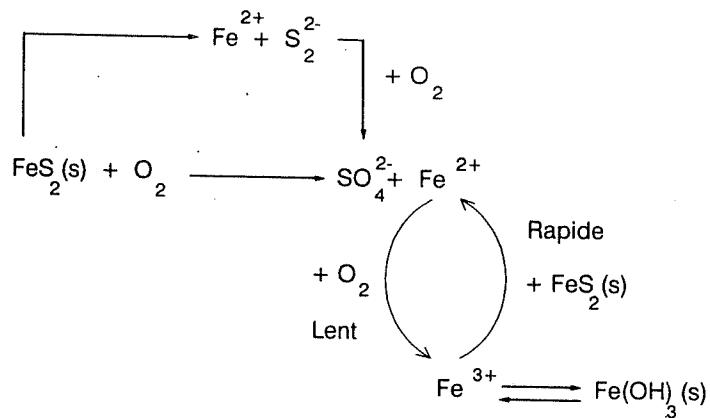


Figure 1.4.2. Formation du DMA à partir de l'oxydation de la pyrite (Stumm et Morgan, 1981).

Le paramètre principal dans la plupart des modèles de production d'acide est la vitesse de production de sulfates à partir de la pyrite. On peut relier stoechiométriquement cette vitesse à la vitesse de consommation de la pyrite et de l'oxygène selon les égalités suivantes (SRK, 1991) :

$$\frac{1}{2} \frac{d[SO_4^{2-}]}{dt} = -\frac{d[FeS_2]}{dt} = -\frac{1}{3,5} \frac{d[O_2]}{dt} \quad (1.4.1)$$

où $[SO_4^{2-}]$, $[FeS_2]$ et $[O_2]$ représentent, respectivement, les masses (moles) du sulfate, de la pyrite et de l'oxygène.

Les divers modèles élaborés récemment (Cathles et Schlitt, 1980; Jaynes et al., 1984; Nicholson, 1984; Davis et Ritchie, 1986; Senes et Beak, 1986) ont focalisé principalement sur les processus de transport d'oxygène dans les résidus et les roches stériles. Puisque les résidus miniers sont habituellement des matériaux non-consolidés, la pyrite se présente sous la forme de particules distinctes avec une certaine distribution de la taille (SRK et al., 1987). Dans ce cas, l'oxydation a lieu sur toute la surface de la particule, ce qui entraîne la décroissance de la taille de cette dernière; par conséquent, la vitesse d'oxydation de la pyrite est contrôlée cinétiquement (SRK, 1991).

Senes et Beak (1986) ont élaboré un modèle, nommé RATAP, prenant en compte les phénomènes géochimiques reliés à l'oxydation microbienne et inorganique de la pyrite dans les résidus à granulométrie fine. L'estimation du flux acide est fonction de la distribution de la taille des particules sulfureuses et le processus d'oxydation du sulfure est à noyau réactif à taille décroissante. La concentration d'oxygène en fonction de la profondeur est calculée à l'aide de l'équation de transport. Le module cinétique détermine

les vitesses d'oxydations biologique et chimique de la pyrite par superficie unitaire en fonction de la température, du pH, de la teneur en eau et de la concentration d'oxygène. Ce modèle a été utilisé (Steger et al., 1990) pour prédire les flux acides dans des résidus de métaux à hautes teneurs en sulfure (Waite Amulet) et dans des résidus d'uranium pyriteux (Elliot Lake). Les résultats ont été jugés satisfaisants. Néanmoins, ce modèle nécessite encore d'être calibré et validé sur d'autres sites (KEL, 1990).

D'autres modèles géochimiques d'équilibre peuvent être utilisés dans l'évaluation des minéraux en solution dans l'eau souterraine située sous les résidus réactifs. Le modèle MINTEQ (Felmy et al., 1984), qui est une combinaison de MINEQL (Westall et al., 1976) et de WATEQ3 (Ball et al., 1981), paraît être le plus développé (SRK, 1991). Il permet de calculer les concentrations à l'équilibre pour un grand nombre d'espèces chimiques. Il peut aussi être utilisé pour évaluer les réactions d'adsorption/désorption et la masse des éléments inorganiques entrant ou sortant de la solution à cause de la dissolution ou de la précipitation des phases minérales solides.

Dans de nombreux cas, les modèles mathématiques les plus élémentaires qui existent, pour extrapoler les tendances des données des essais en laboratoire ou sur le terrain, sont plus utiles que les modèles complexes, en raison de l'insuffisance des données d'entrée et de l'incertitude que comportent ces derniers (SRK, 1991).

5. PRÉVENTION ET CONTRÔLE DE LA PRODUCTION D'ACIDE - BARRIÈRES DE RECOUVREMENT

Comme cela a été discuté au chapitre 3, la cause de la production d'acide est la présence d'oxygène et d'eau dans des résidus renfermant des minéraux sulfureux réactifs. Ceci en plus du rôle important que peuvent jouer certaines bactéries (*thiobacillus ferrooxidans*, par exemple) pour accélérer le processus d'oxydation.

Le contrôle par un système de recouvrement (couverture) bien conçu, permettant de restreindre la pénétration de l'oxygène et de l'eau dans les résidus réactifs, paraît être une mesure efficace et permanente pour limiter la production d'eaux acides et les autres problèmes corollaires. Divers matériaux peuvent entrer dans la conception d'une couverture, selon leur disponibilité dans les environs et les conditions du site. On peut ainsi utiliser différents types de sol (ou autres matériaux meubles), des membranes synthétiques, une combinaison de terre et d'eau permettant d'obtenir un sol saturé ou marécageux, ainsi que divers autres matériaux tels que le ciment, le bitume, etc. Le tableau 1.5.1 décrit sommairement quelques procédés d'amélioration des effluents miniers acides, et le tableau 1.5.2 compare l'efficacité de certains de ces procédés.

Le chapitre présent traite essentiellement du contrôle de la production d'acide par l'utilisation de divers types de matériaux de recouvrement, l'objectif principal étant l'exclusion de l'oxygène et de l'eau.

Tableau 1.5.1. Description sommaire des procédés d'amélioration des effluents miniers acides (Anon, 1987).

Procédé	Description	Avantages	Désavantages
1. Désulfuration a) Récupération biologique activée	On active l'acidification pour abaisser la teneur en sulfure des déchets et on recueille le lessivat pour en extraire les métaux.	À terme, élimination presque totale des sulfures. La vente des métaux récupérés permet de couvrir les frais.	Les conditions suivantes doivent être respectées: • surveillance étroite du lessivat car il y a danger de pollution grave; • traitement de l'effluent final; • beaucoup de travail requis pour l'entretien et l'exploitation. Il y a risque d'aggraver la pollution en favorisant l'acidification sur une plus grande superficie.
b) Enlèvement des déchets	Enlèvement des déchets des secteurs à fort potentiel d'acidification et transport dans un lieu moins vulnérable. Moyen efficace si la production d'effluents acides est localisée.	Disparition de la plupart des secteurs qui présentaient un problème grave.	Accroissement possible du volume d'effluent par suite du remuement des déchets. Nécessité de trouver un lieu de décharge sûr. Difficulté, parfois, de localiser les secteurs à fort potentiel d'acidification.
2. Augmentation de l'alcalinité a) Chaux/calcaire	On couvre la masse de déchets de chaux ou de calcaire, si bien que les eaux d'infiltration s'alcaliniseront.	Emploi simple et peu coûteux.	Il est peu probable que l'acidification soit réellement ralentie à long terme. Il est difficile de déterminer le bon dosage de chaux et de faire en sorte que l'épandage couvre tous les secteurs à fort potentiel d'acidification.
b) Tranchées de matériaux alcalins	On place des matériaux alcalins dans des tranchées creusées dans les principales zones d'alimentation de la nappe phréatique.	Relativement peu coûteuse, cette méthode est plus efficace que le simple recouvrement de la surface des déchets, car on alcalinise ainsi les eaux d'infiltration souterraines. L'installation demande peu d'entretien.	Il n'est pas garanti qu'on obtiendra les résultats voulus. Il peut être difficile de déterminer où se trouvent les principales zones d'alimentation et d'alcaliniser suffisamment les eaux d'infiltration. Avec le temps, il faut renouveler les matériaux alcalins.
3. Réduction de l'apport d'eau a) Détournement des eaux de surface	On détourne les eaux pour les empêcher d'atteindre les déchets.	Emploi relativement simple et peu coûteux. Le volume et l'acidité des effluents devraient diminuer. Peu d'entretien requis.	Il se peut qu'on n'élimine pas complètement les effluents acides, en raison des précipitations et des émergences d'eau souterraine.
b) Façonnement et compression des déchets	On façonne et comprime les déchets de façon que les eaux de surface en soient détournées. Il faut accorder une attention particulière aux zones d'alimentation en eau.	Comme on limite l'apport d'eau et d'oxygène, les effluents sont moins pollués. L'installation demande peu d'entretien.	Coût moyen. Certains déchets, par exemple les résidus de préparation, peuvent être difficiles à travailler. Il est peu probable que l'acidification soit complètement enrayerée. Au début, il se peut que les EMA soient plus abondants à cause de la production de fines particules en surface.

Tableau 1.5.1. (suite)

Procédé	Description	Avantages	Désavantages
4. Réduction de l'apport d'oxygène a) Couverture d'argile, de plastique, de ciment, d'asphalte, etc., sur les déchets.	On aménage sur la masse de déchets une couverture empêchant l'oxygène de pénétrer.	Moyen vraisemblablement efficace de limiter l'acidification. Niveau d'entretien moyen.	Cette méthode peut être coûteuse s'il faut recouvrir de grands amas de déchets. Il peut s'écouler beaucoup de temps avant que les EMA deviennent moins abondants. Il est difficile de constituer une couverture étanche à cause de l'effet de tassemement différentiel, de l'érosion et de la porosité du matériau de recouvrement. Il peut être difficile de trouver une quantité suffisante de matériau de recouvrement.
b) Inondation des déchets	On élève le niveau de la nappe phréatique ou des eaux de surface afin de submerger les déchets de façon permanente.	Permet probablement de réduire substantiellement la production d'effluents acides à long terme.	Coût modéré ou élevé. Au début, les effluents devraient être très chargés en acide et en métaux parce que les déchets s'oxydent avant le traitement. Il peut être difficile d'aménager des digues et des ouvrages de dérivation permanents. Il peut être difficile ou impossible de submerger les amas élevés.
5. Élimination de bactéries a) Bactéricides	On répand des bactéricides sur les déchets; on peut employer du lauryl sulfate de sodium, du benzoate de sodium ou du sorbate de potassium.	Emploi facile; convient bien pour réduire rapidement la production d'effluents acides.	Efficacité incertaine. À noter qu'il n'y a pas eu beaucoup d'essais dans les mines de métaux à ce jour. Coût moyen. Difficulté d'atteindre les déchets situés en profondeur. Présence inquiétante possible de bactéries dans le lessivat. Plusieurs applications vraisemblablement nécessaires.
b) Phosphate minéral	On applique du phosphate minéral sur la surface des déchets et en profondeur (sous l'action du phosphate, le fer est précipité, de sorte que le cycle pyrite - fer ferreux - fer ferrique est interrompu).	Ce processus a une action d'autorégulation. Les particules de minéraux sulfurés s'enrobent et deviennent ainsi inertes. Le traitement permet de limiter rapidement l'acidification des effluents.	Coût relativement élevé. Peut rester sans effet si le phosphate minéral n'est pas bien mélangé aux déchets. Le traitement étant difficile à réaliser, il est plus indiqué comme mesure préventive que comme mesure curative.
6. Neutralisation sur place Addition de carbonates	On enlève les déchets des secteurs à fort potentiel d'acidification et on les mélange avec des carbonates, des composés qui neutralisent l'acide.	Traitement autorégulateur. Aucun entretien après le traitement.	Le traitement peut être coûteux. Il se peut que les résultats soient très ordinaires, car les particules de calcaire peuvent s'enrober et perdre leur efficacité. Accroissement possible du volume d'effluent acide immédiatement après le remuement des déchets.

Tableau 1.5.2. Efficacité des procédés d'amélioration des effluents miniers acides (Anon, 1987)

Procédé	Emploi	Résultat	Référence
1. Épandage (superficiel) de chaux	Dépôt de stériles de mines de charbon.	Inefficace.	Geidel et Caruccio (1982)
2. Nivellement, épandage (superficiel) de chaux et reconstitution de la couverture végétale	Remblais de stériles de mines de charbon.	Inefficace après 1 an. (Des effets à long terme pourraient se manifester.)	Lusardi et Erickson (1985)
3. Nivellement, construction d'ouvrages de dérivation, épandage (superficiel) de chaux et de boues d'épuration et reconstitution de la couverture végétale	Résidus et stériles de mines d'or.	Amélioration plutôt faible après 10 ans.	Hinkle (1984)
4. Nivellement, épandage (superficiel) de bactéricides, de terre arable et de chaux et reconstitution de la couverture végétale	Tas de rejets de mines de charbon.	Baisse notable de l'acidité et de la teneur en métaux après 1 an.	Shelhorn et coll. (1985)
5. Aménagement de tranchées de matériaux alcalins (carbonate de sodium et chaux)	Remblais de stériles de mines de charbon.	Baisse notable de l'acidité et de la teneur en sulfate après 1 an.	Caruccio et Geidel (1984)
6. Inondation de l'exploitation et pose d'un recouvrement sec	84 mines de charbon souterraines.	Inondation des puits plus efficace que recouvrement sec. Le recouvrement sec provoque généralement une hausse de l'acidité et du pH.	Bucek et coll. (1976)
7. Épandage (superficiel) de chaux et de terre arable et reconstitution de la couverture végétale	Dépôt de stériles de mines de métaux.	Inefficace après 5 ans.	Farmer et Richardson (1981)
8. Nivellement, aménagement d'une couche d'argile doublée d'une couche arable et reconstitution de la couverture végétale	Dépôt de stériles de mines de métaux.	Baisse notable de la température et de la teneur en oxygène après 1 an (effets inconnus sur la qualité de l'eau).	Harries et Ritchie (1985)
9. Lutte contre l'infiltration d'eau dans les mines souterraines: nivellation, compression, aménagement d'une protection étanche et reconstitution de la couverture végétale	Mines de charbon souterraines.	Efficace (certaine amélioration en traitant l'effluent acide).	Herrmann (1980)
10. Tas de déchets recouverts expérimentalement de: a) terre arable; b) sable grossier c) sable grossier/till. Reconstitution de la couverture arable	Tas de pierres expérimentaux de mines de métaux.	Faible amélioration de la qualité. Volume de lessivat réduit après 2 ans dans le cas des couvertures de terre arable et de mélange sable grossier et till.	Eger et Lapakko (1981)
11. Construction de 11 barrages de protection contre l'air humide et de 1 double cloison étanche	12 mines de charbon souterraines.	Encore efficace, après 12 ans, pour abaisser l'acidité, la teneur en sulfate et en fer.	Adams et Lipscomb (1980)
12. Nivellement, pose d'une toile de plastique, aménagement d'une couche arable et reconstitution de la couverture végétale	Déchets de mines de charbon.	Après 2 ans, baisse de l'acidité.	Caruccio et Geidel (1983)

5.1. Couverture aquatique

La solubilité de l'oxygène et sa diffusion dans l'eau sont très faibles. Par conséquent, la couverture aquatique (inondation des résidus) paraît être actuellement la technique la plus sûre quant à la limitation du transport de l'oxygène vers les résidus réactifs. Cependant, il peut s'avérer difficile, voire impossible, de réaliser ce type de recouvrement dans certains parcs à résidus. On a alors souvent recours à l'évacuation des résidus dans les eaux naturelles, dans des réservoirs artificiels ou dans des galeries de mines inondées. On a constaté que la déposition subaquatique des résidus potentiellement réactifs ramène la production d'acide à des niveaux négligeables (Nolan, Davis & Associates, 1987; SRK, 1988). SRK (1988) rapportent quelques vingt-cinq exemples d'évacuations sous une couverture d'eau. Il faut faire quand même preuve de prudence lorsqu'on envisage de placer sous l'eau les vieux résidus qui ont déjà produit de l'acide, car il se pourrait que les produits acides contenus dans ces résidus se dissolvent (SRK, 1991). D'autres considérations peuvent représenter également des inconvénients pour cette méthode de recouvrement, telles que :

- la disponibilité de l'eau afin de maintenir une couverture aquatique permanente et suffisamment épaisse pour éviter l'érosion des résidus due à l'action des vagues,
- l'aménagement de digues et d'ouvrages de dérivation,
- le suivi et l'entretien des ouvrages,
- le traitement des eaux d'exhaure,
- le risque d'une infiltration d'eau pouvant entraîner des contaminants solubles existants dans les résidus vers la nappe phréatique,

- l'impossibilité d'un réaménagement souterrain relativement au gisement de minéral, dans le cas d'inondation de galeries de mines,
- les problèmes liés à la turbidité et à la mobilisation des métaux qui peuvent influencer l'écosystème du lac où sont déposés les résidus.

Selon Ritcey (1989), des résidus fortement pyriteux peuvent encore s'oxyder sous une couverture d'eau peu profonde, à cause de la présence de la lumière du soleil, de bactéries et de l'air jusqu'à ce qu'une quantité suffisante de substances organiques ou de sédiments couvre les résidus.

5.2. Couverture synthétiques

Les membranes synthétiques (*géomembranes*), par exemple les PVC (polychlorures de vinyle) et les HDPE (polyéthylène à haute densité), permettent de fabriquer des couvertures ayant une conductibilité à l'air extrêmement faible, et donc étanches à l'oxygène. Les géomembranes ont des conductivités hydrauliques entre 10^{-10} et 10^{-13} cm/s. Le débit de fuite à travers le matériau d'une géomembrane est négligeable. Une comparaison à petite échelle (ou en laboratoire), avec de l'argile et un sol-bentonite donne les valeurs suivantes (Chapuis, 1992): une géomembrane de 1 mm d'épaisseur avec $K=10^{-12}$ cm/s, donne théoriquement un débit de fuite cent fois plus faible qu'une couche d'argile de 1 m d'épaisseur avec $K=10^{-7}$ cm/s, et cinquante fois plus faible qu'une couche de sol-bentonite de 20 cm d'épaisseur avec $K=10^{-8}$ cm/s, dans les mêmes conditions hydrauliques. Mais on ne dispose pratiquement d'aucun essai de performance sur les géomembranes qui permettrait de vérifier si les valeurs prédites du débit global de fuite

sont réalistes (Chapuis, 1992).

Une bonne préparation et une bonne construction de la sous-couche sont des facteurs essentiels pour réussir l'installation d'une membrane. Cela consiste en l'excavation des matériaux compressibles, la stérilisation de la sous-couche, l'enlèvement de toutes les pierres et débris, le nivelage et le compactage, l'installation d'un "coussin" de sable, de la membrane et d'une couverture de sol (SRK, 1991). Cette dernière servira à protéger la géomembrane des intempéries (rayons U.V., froid, glaces, vent) et des dommages accidentels par chocs ou déchirures. Chapuis (1992) propose une épaisseur minimale de 30 cm pour le sol de recouvrement. La pose d'une couverture en sol exige une inclinaison de la géomembrane moins prononcée que 3H/1V (SRK, 1991). Par ailleurs, on doit prévoir une ventilation de la géomembrane afin d'évacuer les gaz produits par la sous-couche, par exemple le méthane dû à la décomposition de matières organiques enfouies.

Caruccio et Geidel (1983) ont utilisé une membrane en PVC pour couvrir un parc à déchets de mines de charbon, et ont reconstitué ensuite la couverture végétale. Les résultats ont indiqué une baisse importante de l'acidité après deux ans.

Le principal inconvénient de l'utilisation des géomembranes comme couvertures est qu'on ne puisse pas prédire leur comportement à long terme. Cependant, utilisées comme barrière, en combinaison avec des couches de matériaux géologiques pour former une couverture complexe, les géomembranes devraient s'avérer très efficaces pour limiter l'infiltration de l'oxygène et de l'eau vers les résidus.

On peut aussi appliquer des *enduits d'étanchéité naturels ou synthétiques* (asphalte,

béton, résine epoxy, polyester, silicone, vinyle, etc.) à la surface des résidus afin de former une barrière contre l'infiltration et la diffusion de l'oxygène. Quoiqu'ils présentent beaucoup d'avantages par rapport aux membranes synthétiques, leur utilisation comme couverture de rejets miniers reste limitée principalement par leur coût excessif.

Les premiers essais s'intéressant à ce type de revêtement ont été effectués dans des dépôts de résidus d'uranium afin de limiter l'émanation du radon. Les essais sur le terrain ont démontré que les enduits bitumineux pourraient réduire le flux du radon de plus de 99% (Baker et al., 1984). D'autres essais faits par Markos et Bush (1982) à Grand Junction, sur les résidus de Colorado, ont montré des fissurations de la couverture en asphalte de 15 cm d'épaisseur, à cause de la remontée des sels acidiques par capillarité et par effets d'osmose entre les résidus et la couche coiffante. Après neuf mois environ, la couche d'asphalte avait complètement disparu. Spires (1975) avait proposé une couche en gravier au-dessus des résidus pour empêcher la migration des sels. Le problème général qui se pose donc pour les enduits d'étanchéité est leur stabilité à long terme.

Une autre alternative est celle qui consisterait à mélanger des géopolymères avec les résidus ou avec les matériaux meubles de revêtement. Cette opportunité est encore au stade de recherche (SRK, 1991).

5.3. Couvertures en matériaux meubles

L'utilisation de matériaux géologiques naturels (figure 1.5.1) apparaît actuellement comme l'alternative la plus répandue, tant pour des raisons environnementales et sociales que pour des raisons techniques et économiques.

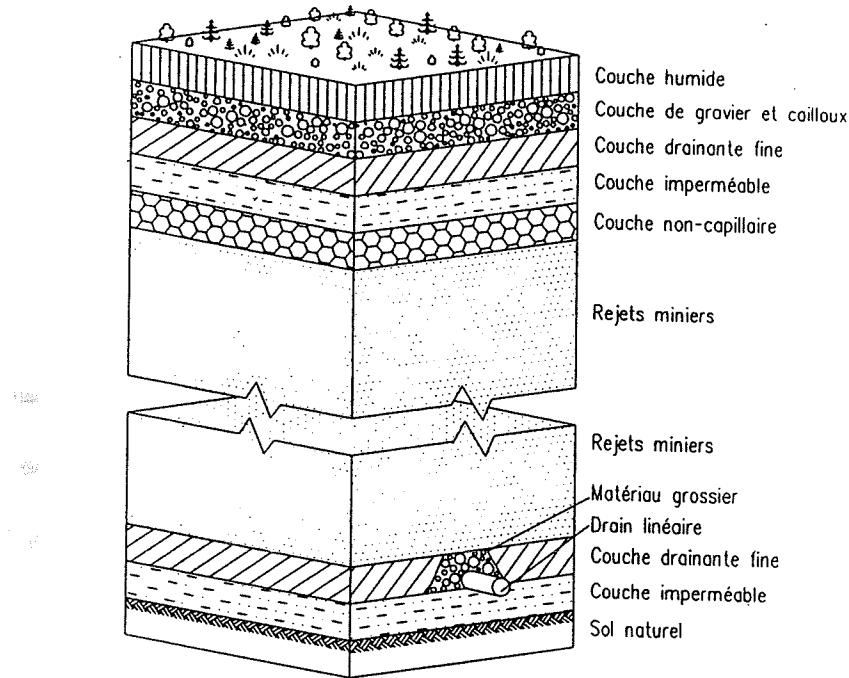


Figure 1.5.1. Section typique d'un site d'entreposage de résidus miniers
(tiré de Aubertin et Chapuis, 1991; inspiré de Oakley, 1987)

Parmi les principaux objectifs visés par la mise en place d'une barrière de recouvrement constituée de matériaux géologiques, on peut mentionner (Aubertin et Chapuis, 1991) :

- la stabilisation de la surface contre l'érosion par l'eau et le vent;
- la protection des résidus contre les inondations et les autres forces majeures;
- la stabilisation des résidus face aux mouvements et au transport;
- la restauration du site à un état productif (paturage, agriculture, forêt, etc.);
- la protection du sol et des eaux de surface et souterraines contre la contamination par la migration du lixiviat et des contaminants;

- le contrôle de l'utilisation future du site et des résidus par la population.

Des activités de recherche sur ce sujet sont en cours dans plusieurs pays. En Suède, par exemple, des travaux importants ont été réalisés sur la technologie de conception de couvertures en sol sur des déchets de mines de métaux de base (Magnusson et Rasmussen, 1983; Collin, 1987; Collin et Rasmussen, 1990). En Australie, les travaux réalisés sur le chantier de Rum Jungle présentent des résultats prometteurs de recouvrements utilisant des matériaux naturels (SRK, 1991). Des projets intéressants sont également en cours au Canada (e.g. Nicholson et al., 1989, 1991; Yanful, 1990a, 1991a) et aux États-Unis (Hutchison et Ellison, 1992).

À travers ces nombreuses études, on a observé que l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de matériaux meubles pour limiter le DMA dépend de très nombreux facteurs, dont la perméabilité du matériau et sa résistance à la diffusion de l'oxygène, (Aubertin, 1992). De façon plus spécifique, pratiquement toutes les études faites jusqu'à maintenant sur les couvertures montrent que leur efficacité dépend essentiellement de leur capacité de limiter la diffusion de l'oxygène (le maillon clé dans le mécanisme de production de DMA), qui est fortement affectée par leur teneur en eau (Collin, 1987; Anon, 1987; Nicholson et al., 1989; Collin et Rasmussen, 1990; Barbour, 1990; SRK, 1991; Yanful, 1991a; Akindunni et al., 1991).

Les couvertures en sols peuvent être simple (monocouche) ou complexe (multicouche), selon les objectifs visés.

5.3.1. Couvertures simples

Par le passé, on a fréquemment tenté de constituer de telles barrières à l'aide d'une simple couverture végétale, suite à un programme de revégétation pouvant impliquer l'amendement des résidus et l'utilisation de sol organique. Malheureusement, il a été démontré qu'un tel couvert végétal ne permet pas de contrôler le DMA dans le cas des résidus sulfureux (Veldhuizen et al., 1987; Ritcey, 1989; St-Arnaud et al., 1989); celui-ci pourrait même amplifier le problème en abaissant le niveau de la nappe phréatique et en favorisant l'infiltration de l'eau et de l'oxygène (Aubertin et Chapuis, 1991).

La construction de barrières simples à partir d'une couche de sol imperméable (argile, silt ou till), si elle offre un meilleur rendement que cette dernière solution et s'avère moins dispendieuse que les barrières complexes, semble cependant d'une efficacité limitée compte tenu de la difficulté de maintenir le matériau à un haut degré de saturation et d'assurer son intégrité malgré la pénétration des racines et les sévices climatiques (gel-dégel, mouillage-séchage, etc.). Une couche d'une épaisseur minimale de 2 m de sol fin, recouverte d'une couche de protection contre l'érosion (végétation, lit de pierre) est alors nécessaire afin d'obtenir un rendement acceptable, sans pour autant en assurer le succès à long terme (Aubertin et Chapuis, 1991). Il est plus efficace et plus rentable d'utiliser un système multicouche.

5.3.2 Couvertures complexes

La configuration géométrique des barrières de recouvrement complexes (pour les résidus industriels, domestiques et miniers) a fait l'objet de plusieurs discussions dans la

littérature (e.g. Magnusson et Rasmuson, 1983; Garga et *al.*, 1983; Koerner, 1984; Oakley, 1987; Rasmuson et Eriksson, 1987; Caldwell et Hobbs, 1987; SRK, 1988, 1991; Nicholson et *al.*, 1989, 1991; Ritcey, 1989; Barton-Bridges et Robertson, 1989; Anon., 1990; Bonaparte, 1990; Landva et Knowles, 1990; Oweis et Khera, 1990; Yanful, 1990b; Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin, 1992; Hutchison et Ellison, 1992).

Un des premiers concepts de couverture composite pour les dépôts de résidus miniers sulfureux a été décrit par Magnusson et Rasmuson (1983). En alternant des couches de sol à granulométrie grossière (sable grossier) et des couches à granulométrie fine (argile, silt), ceux-ci ont montré qu'il était possible de constituer des barrières à l'infiltration d'eau et à la diffusion de l'oxygène vers les résidus. Magnusson et Rasmuson (1983) (voir aussi Rasmuson et Eriksson, 1987; Collin, 1987) ont proposé de recouvrir les résidus par une couche à granulométrie fine confinée entre deux couches à granulométrie grossière, le tout étant recouvert d'une zone de rétention de l'humidité qui constitue la couche superficielle offrant une protection contre l'érosion (figure 1.6.15, page 83). Ce système utilise le concept de barrière capillaire qui sera étudié au chapitre 6 de cette première partie : si une couche de sol à texture fine est placée sur une couche de sol à texture grossière, l'eau qui s'infiltre à la surface ne parviendra à la couche de sol à texture grossière (qui se draine rapidement), que lorsque la couche à sol fin aura atteint la saturation (ou presque). La base de la couche à texture fine représentera alors une "surface d'égouttement" à la pression atmosphérique (Nicholson et *al.*, 1989, 1991). Les deux couches à granulométrie grossière empêcheront également la remontée d'eau par capillarité, en provenance de la couche à sol fin et des résidus. On évite ainsi

l'assèchement de cette couche et la migration d'eau contaminée vers le revêtement en sol. Une remontée des sels acidiques peut engendrer de graves préjudices à la couverture, tel la fissuration de la couche à texture fine, voir même sa destruction totale (Markos et Bush, 1982). Les racines des plantes peuvent également en souffrir.

Les couches à granulométrie grossière peuvent aussi agir comme couches de drainage, permettant l'évacuation latérale de l'eau et par la suite la diminution de l'infiltration.

Parmi les composantes d'une structure multicouche, on peut trouver (SRK, 1991; Aubertin et Chapuis, 1991) :

- *Une couche superficielle*

La protection contre l'érosion peut être assurée par la végétation ou par l'utilisation de graviers grossiers comme matériaux de la couche superficielle.

Une étude menée dans le cadre du projet Uranium Mill Tailings Remedial Action (UMTRAP) aux États-Unis, a montré qu'une végétation sur des couvertures en sol permet de contrôler l'infiltration et de stabiliser les résidus.

Des études sur des dépôts de résidus d'uranium au Canada (SRK, 1986) indiquent également qu'une couverture forestière pourrait contrôler adéquatement l'érosion en nappe ou en rigoles, de même que l'érosion éolienne. Mais il n'existe encore aucune méthode d'analyse permettant d'évaluer l'efficacité de la végétation pour contrer l'érosion par rigoles (SRK, 1991).

Un guide de conception de couvertures végétales a été préparé par Beedlow (1984) pour les dépôts de résidus d'uranium aux États-Unis. D'autres informations à ce sujet

peuvent être trouvées dans Ritcey (1989) et Brooks et *al.* (1989). Un guide pour la conception de dispositifs en enrochement comme moyen de protection contre l'érosion a été préparé par Walters (1982).

Sous une couche de protection végétale, on place une couche de sol humide servant à la croissance des plantes et à la rétention de l'eau. Cette couche peut avoir une épaisseur variant de 15 à 50 cm, selon la nature des plantes, les caractéristiques des matériaux de cette couche et des couches sous-jacentes.

- *Une couche de protection*

Cette couche, constituée d'un matériau grossier, d'une épaisseur variant de 30 à 60 cm, sert contre les intrusions biologiques et fournit une deuxième ligne de protection contre l'érosion. On devrait utiliser ici un gravier bien étalé (GW) comprenant des cailloux.

- *Une couche drainante*

Cette couche, de 15 à 30 cm d'épaisseur, et formée d'un sable ayant une perméabilité supérieure, de 3 à 4 ordres de grandeur, à celle de la couche de matériau fin sous-jacente. Elle sert de barrière non-capillaire, qui réduit les pertes d'humidité dans la couche capillaire. Cette couche drainante sert aussi à contrôler l'eau qui s'infiltra de la surface, et à l'évacuer latéralement (pente minimale de 1 à 2 %).

Les deux couches précédentes peuvent être combinées en une seule lorsque les caractéristiques des matériaux disponibles sont adéquates.

- *Une couche à rétention capillaire peu perméable*

L'eau interstitielle contenue dans la couche à texture fine peut être maintenue sous une pression négative et ainsi retenue en place si les couches supérieure et sous-jacente sont constituées de matériaux à granulométrie grossière. En maintenant saturée cette couche peu perméable, on empêche de ce fait l'oxygène de s'infiltrer dans les couches inférieures, ainsi que la fissuration due au dessèchement. Le type de matériau meuble qui semble le mieux approprié pour construire une zone de rétention capillaire est un matériau silteux (Nicholson et al., 1989, 1991; Collin et Rasmuson, 1990; SRK, 1991; Aubertin et Chapuis, 1991). Yanful (1991b) recommande que la fraction argileuse représente moins de 20% du matériau. Nicholson et al. (1989, 1991), Collin et Rasmuson (1990), Aubertin et Chapuis (1990) et Aubertin et al. (1993) suggèrent d'utiliser des résidus non-réactifs comme barrière capillaire.

D'autre part, on pourrait considérer que des matériaux meubles amendés à la bentonite permettraient aussi d'atteindre les objectifs propres à cette couche, avec une perméabilité encore plus basse, inférieure à 1.10^{-7} cm/s (figure 1.5.2). Les caractéristiques hydrogéotechniques de ces mélanges ont été largement discutées dans la littérature (D'Appolonia, 1980; Alther et al., 1985; Abeele, 1986; Chapuis et Beaudry, 1989; Chapuis et al., 1990; Chapuis et Pouliot, 1990; Chapuis, 1990a,b; Marron et al., 1990; Chapuis et Marcotte, 1991; Lopes et Buettner, 1991; EPA, 1991).

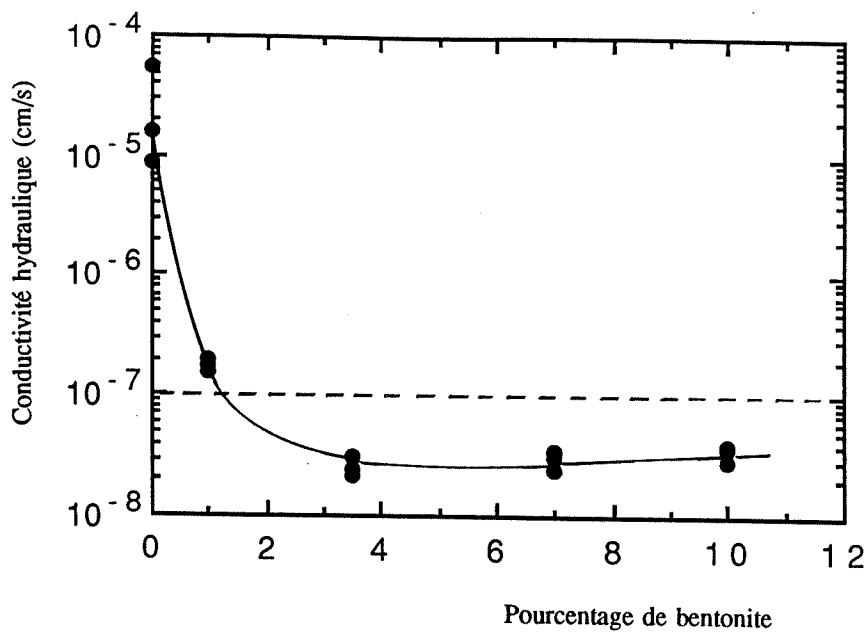


Figure 1.5.2. Effet de la teneur en bentonite sur la conductivité hydraulique d'un matériau meuble amendé (EPA, 1991)

Notons enfin que l'efficacité à long terme d'une couche à rétention capillaire risque de diminuer considérablement si on laisse les matériaux fins pénétrer dans les couches confinantes à granulométrie grossière. Il est donc nécessaire de respecter les conditions de filtres entre les diverses couches.

- Une couche non-capillaire

Cette couche à granulométrie grossière sert de barrière contre la remontée d'eau contaminée des résidus vers le revêtement en sol, et comme couche d'évacuation d'eau accumulée afin de réduire l'infiltration. Pour que le drainage soit efficace, on recommande une pente minimale de 1 à 2%. Cette couche, qui se draine facilement, peut aussi contribuer à maintenir la couche de matériau fin dans un état saturé puisque sa

perméabilité est considérablement réduite lorsqu'elle atteint son niveau de teneur en eau résiduelle (Akindunni et al., 1991; Nicholson et al., 1991).

- Une couche alcaline

Des matériaux basiques, tel la pierre calcaire ou pierre à chaux, peuvent être étendus à la surface des résidus ou mélangés aux couches superficielles, ce qui permettrait de rehausser le pH de l'eau qui s'y infiltre (Farmer et Richardson, 1981; Lapakko et Antonson, 1990; Sheremata et al., 1991). Ce procédé a été utilisé pour les mines de charbon des États-Unis avec un succès mitigé (Geidel et Caruccio, 1984).

5.4. Performance des couvertures

L'efficacité à long terme des moyens appliqués pour prévenir l'acidification se juge à la stabilité géochimique du milieu qu'ils concourent à créer dans la masse des déchets (Anon, 1987). On peut obtenir des renseignements intéressants sur la performance des couvertures en consultant les résultats des simulations par modèles mathématiques et les mesures des différents paramètres liés au DMA.

5.4.1. Essais de laboratoire

Il est de plus en plus courant d'avoir recours à des essais en laboratoire afin de pouvoir étudier de façon paramétrique les divers facteurs qui influencent le comportement du système de recouvrement. Ces essais se font fréquemment dans des colonnes (tubes en PVC ou en Plexiglass) dans lesquelles on inclut le ou les matériaux étudiés, en faisant varier les paramètres qui influencent les réactions d'oxydation, notamment la teneur en

eau et/ou la nature des matériaux de recouvrement.

Des essais en colonnes ont été effectués au CANMET sur des résidus de Noranda (teneur élevée en sulfure, 20% de pyrite) et de Elliot lake (teneur faible en sulfure, 5% de pyrite) pour tester l'efficacité d'une couverture aquatique (Ritcey et Silver, 1987; Ritcey, 1989, 1991). Dans chaque colonne de 9 m de hauteur et de 60 cm de diamètre, les 250 kg de résidus saturés ont été couverts avec de l'eau de la rivière Ottawa (pH=7,45). La surface de l'eau a été agitée continuellement pour simuler le mouvement des vagues et permettre ainsi l'entrée d'air.

Les résultats, après plus de 16 ans de simulations, montrent un pH élevé d'environ 7 pour les résidus de Elliot lake (figure 1.5.3), alors que dans la colonne contenant les résidus hautement sulfurés (Noranda), le pH se maintient à 4 environ (figure 1.5.4). La population bactérienne croît dans les deux types de résidus. Les auteurs notent également que même si le pH n'avait pas atteint les conditions de forte acidité dans la colonne à résidus très sulfurés (pyrite Noranda), l'augmentation des concentrations en fer et en sulfate avec la profondeur paraît indiquer qu'une oxydation possible est en train de se produire.

Des essais similaires en colonnes ont été menés sur des résidus sulfureux des mines Solbec et Cupra à Québec (Ritcey, 1991). Le pH mesuré après avoir lessivé l'échantillon avec de l'eau désionisée dans un rapport 1:1 était de 2,05. De l'eau désionisée a été rajoutée pour couvrir les résidus. Après seulement 3 jours, le pH mesuré pour une profondeur d'eau de 1,50 m a baissé de 6 à 3 environ. Les données semblent indiquer des résultats similaires à ceux obtenus avec la pyrite Noranda. L'auteur explique

la diminution du pH, malgré la couverture, par le fait que les résidus étaient déjà oxydés et qu'il y avait donc une quantité considérable de sulfates présente dans les résidus.

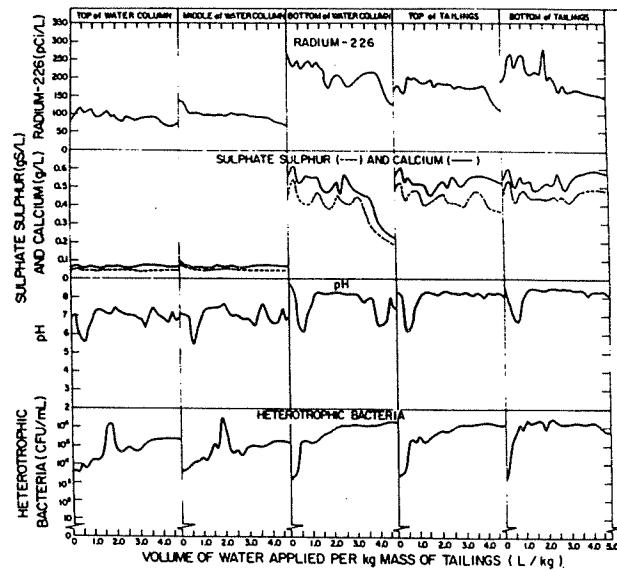


Figure 1.5.3. Résultats de simulation d'inondation de résidus faiblement sulfureux (Ritcey et Silver, 1987)

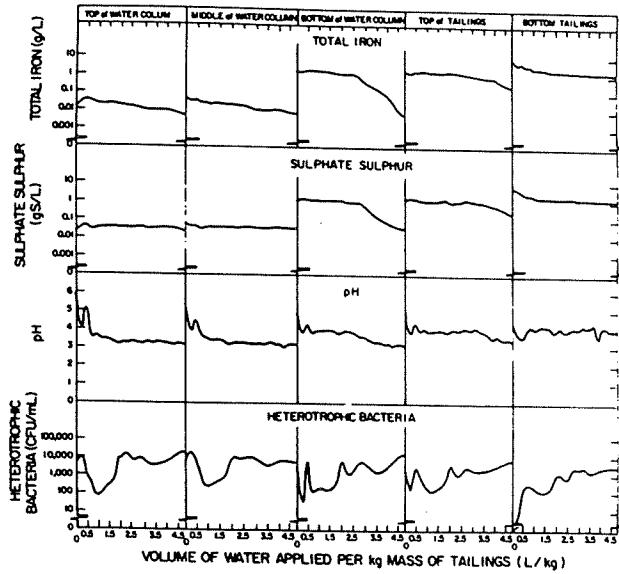


Figure 1.5.4. Résultats de simulation d'inondation de résidus fortement sulfureux (Ritcey et Silver, 1987)

Ces résultats concordent avec ceux obtenus en laboratoire par Marcoux et Grenier (1990) simulant l'inondation du parc à résidus Solbec-Cupra. Ils confirment le fort potentiel acidifiant des résidus oxydés en surface. Un recouvrement d'eau maintenu constant à 0,5 m n'a pas empêché la réaction d'acidification de l'eau interstitielle dans la couche oxydée. Les auteurs soulignent toutefois que d'autres conditions plus fidèles à la réalité d'une inondation complète du parc auraient pu indiquer d'autres tendances.

L'étude menée par Doepker et Pamela (1991) consistait à examiner les paramètres qui influencent la dissolution des métaux à partir de résidus submergés, et particulièrement l'influence du temps de contact solide-liquide et de l'aération. Des essais en colonne ont été effectués sur des résidus réactifs d'une mine de plomb. Trois colonnes en acrylique d'une longueur de 1,5 m et d'un diamètre intérieur de 75 mm ont été montées avec des orifices d'échantillonnage. Une colonne a été aérée à la profondeur 90 cm, la seconde à la profondeur 4 cm alors que la troisième a été laissée entièrement ouverte. Les résultats de ces essais ont démontré que la mobilisation des métaux a augmenté dans les résidus non saturés.

Ces auteurs ont par ailleurs conçu un système alternatif pour étudier l'incorporation de résidus non-saturés dans un système de résidus saturés. Le montage expérimental est composé d'une cuve en plexiglass (280 x 1220 x 250 mm³), partagée en deux chambres dont l'une a 75 mm de largeur. Les résidus réactifs ayant une partie submergée et une partie exposée à l'air libre ont montré une mobilité métallique croissante.

Leach III et Caruccio (1991) ont tenté d'évaluer les effets d'une inondation des

résidus sur les quantités d'acide produites. Lors de cette étude, trois zones hydrologiques ont été constituées selon la répartition correspondante en concentration d'oxygène à travers les résidus miniers :

- la zone vadose ou zone de haute concentration en oxygène ($>0,5\%$),
- la zone de fluctuation du niveau d'eau ou zone de concentration intermédiaire en oxygène,
- la zone saturée ou zone de faible concentration en oxygène ($\leq 0,0015\%$).

Les résultats obtenus lors de ces essais ont montré que l'impact d'une zonation hydrologique sur le taux d'altération de la pyrite était considérable. Cet impact est une conséquence directe des différences en concentration d'oxygène qui caractérisent chaque zone, suite aux conditions différentes de saturation. L'analyse statistique utilisant un modèle d'analyse de variance (ANOVA) a montré qu'il y avait une forte probabilité (99%) que le zonage hydrologique affecterait les quantités de sulfate et d'acide. La zone vadose ou zone forte en oxygène a produit les taux d'altération et les quantités d'acide les plus élevés. La zone de fluctuation ou zone intermédiaire a produit un taux moyen d'altération comme indiqué par les quantités de sulfate (25 à 33% de moins en sulfate et 19 à 27% de moins en quantité d'acide que dans la zone vadose). La zone saturée, ou zone faible en oxygène, a produit les quantités les plus faibles d'acide (les quantités de sulfate et d'acide ont été respectivement 92 à 93% et 94 à 97% de moins que dans la zone vadose). Suite à ces travaux, Leach III et Caruccio (1991) encouragent l'inondation des résidus comme un moyen pour limiter la production d'acide.

D'autres études s'intéressant plus particulièrement à l'efficacité des couvertures sèches placées sur des résidus réactifs ont été menées dans le cadre du programme MEND-NEDEM. Une étude récemment produite par Yanful (1991b) présente diverses méthodologies de laboratoire pour évaluer la performance d'un système de recouvrement formé de matériaux meubles. Trois types de colonnes d'essais ont été mis au point, soit:

- une colonne pour étudier le concept de barrière capillaire utilisant une couche de sol fin au-dessus d'un sol grossier;
- une colonne pour déterminer le coefficient de diffusion d'oxygène dans le matériau de recouvrement;
- une colonne pour estimer les flux d'oxygène à travers une couverture en sol saturé.

Les résultats de ces essais indiquent généralement une décroissance du coefficient de diffusion de l'oxygène avec l'augmentation du degré de saturation. On rapporte ainsi que le recouvrement le plus bénéfique sera celui qui représente un très faible coefficient de diffusion. Cette étude a fait apparaître aussi qu'une couche de till saturée surmontant une couche de sable moyen à grossier pourrait maintenir une haute teneur en eau jusqu'à 100 jours. L'épaisseur de la couche de till utilisée lors de ces essais était de 10 cm.

5.4.2. Simulations numériques

Un exemple de résultats de modélisation est donné par SRK (1987) au tableau (1.5.3), où la réduction de la génération d'acide a été calculée à l'aide du modèle PERAR (ou RATAP, Senes et Beak, 1986) pour certains types de couvertures simples. Le modèle PERAR (Programme d'Évaluation des Résidus Acides Réactifs) a été conçu pour prendre

en compte les phénomènes géochimiques qui sont liés à l'oxydation chimique et microbienne de la pyrite dans les résidus miniers d'uranium et de métaux de base. Ce logiciel fonctionne de façon probabiliste ou déterministe. La figure (1.5.5), élaborée à partir des résultats obtenus à l'aide du modèle PERAR pour des résidus de "Elliot lake", illustre l'effet de l'épaisseur d'une couverture d'argile sur le taux de production d'acide dans la partie non-saturée des résidus (SRK, 1991).

Tableau 1.5.3. Effets de différentes couvertures sur la production d'acide (SRK, 1987)

TYPE DE COUVERTURE À RÉSIDUS	ÉPAISSEUR DE LA COUVERTURE (m)	ÉCOULEMENT DE SULFATES (MOLES/m ³ /ANNÉE)	RÉDUCTION DE L'ÉCOULEMENT ACIDE (%)
AUCUNE	-	76,65	-
ROCHES STÉRILE (INERTES)	0,6	59,37	22,5
RÉSIDUS DÉPYRITISÉS (SOL)	2,0	21,06	72,5
RÉSIDUS DÉPYRITISÉS PLUS CALCAIRE (SOL)	2,0	7,9	89,7

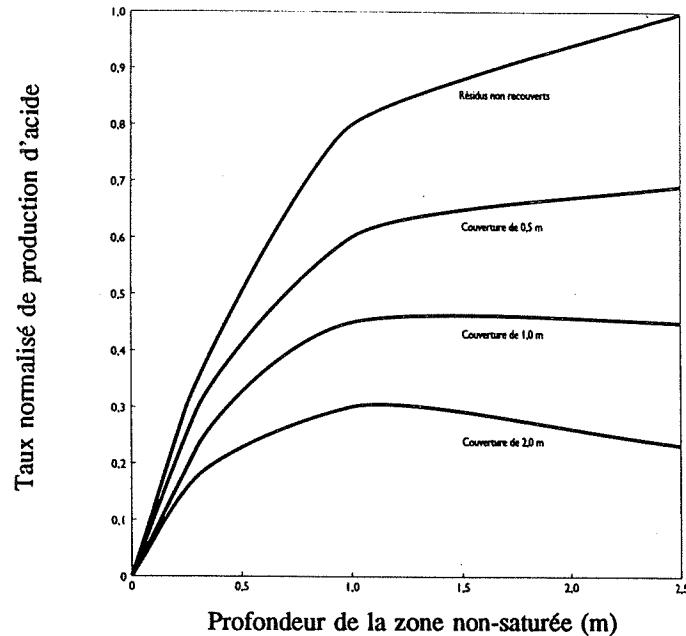


Figure 1.5.5. Effet de l'épaisseur de la couverture d'argile sur le taux de production d'acide dans les résidus (SRK, 1987)

D'autre part, le modèle HELP (Hydrological Evaluation of Landfill Performance), mis au point par le U.S. Army Corps of Engineers, et le modèle TRUST créé dans les laboratoires Lawrence Livermore (Berkeley) peuvent être utilisés pour estimer les paramètres hydrogéologiques d'une large variété de barrières de recouvrement. Le modèle HELP a en outre été utilisé par Wright et *al.* (1987) pour des résidus de mines d'uranium afin d'optimiser la conception du système de recouvrement en termes de performance et de coût. La figure (1.5.6) illustre les effets de divers types de couverture sur les taux d'infiltration, tels que prédis par le modèle HELP pour les résidus producteurs d'acide de "Elliot lake" (SRK, 1991). Les résultats démontrent l'avantage considérable des couvertures composites par rapport aux couvertures simples, ainsi que l'avantage (évident) d'un ajout d'une membrane synthétique. Notons toutefois que le modèle HELP suppose un état de saturation du sol au début de la précipitation. C'est là une approximation qui mène à des imprécisions considérables dans certaines circonstances (SRK, 1991).

Pour sa part, le modèle TRUST (Reisenaeur et *al.*, 1982; Mc Keon et *al.*, 1983) a été utilisé par Collin (1987) (voir aussi Collin et Rasmussen, 1990) pour évaluer l'efficacité de la couverture complexe illustrée à la figure (1.6.15) de la page 83. Le programme étant prévu pour un écoulement en sol partiellement saturé, la détermination des variables pour tenir compte des variations qu'on rencontre dans la pratique engendre ici aussi une certaine imprécision des réponses obtenues (SRK, 1991).

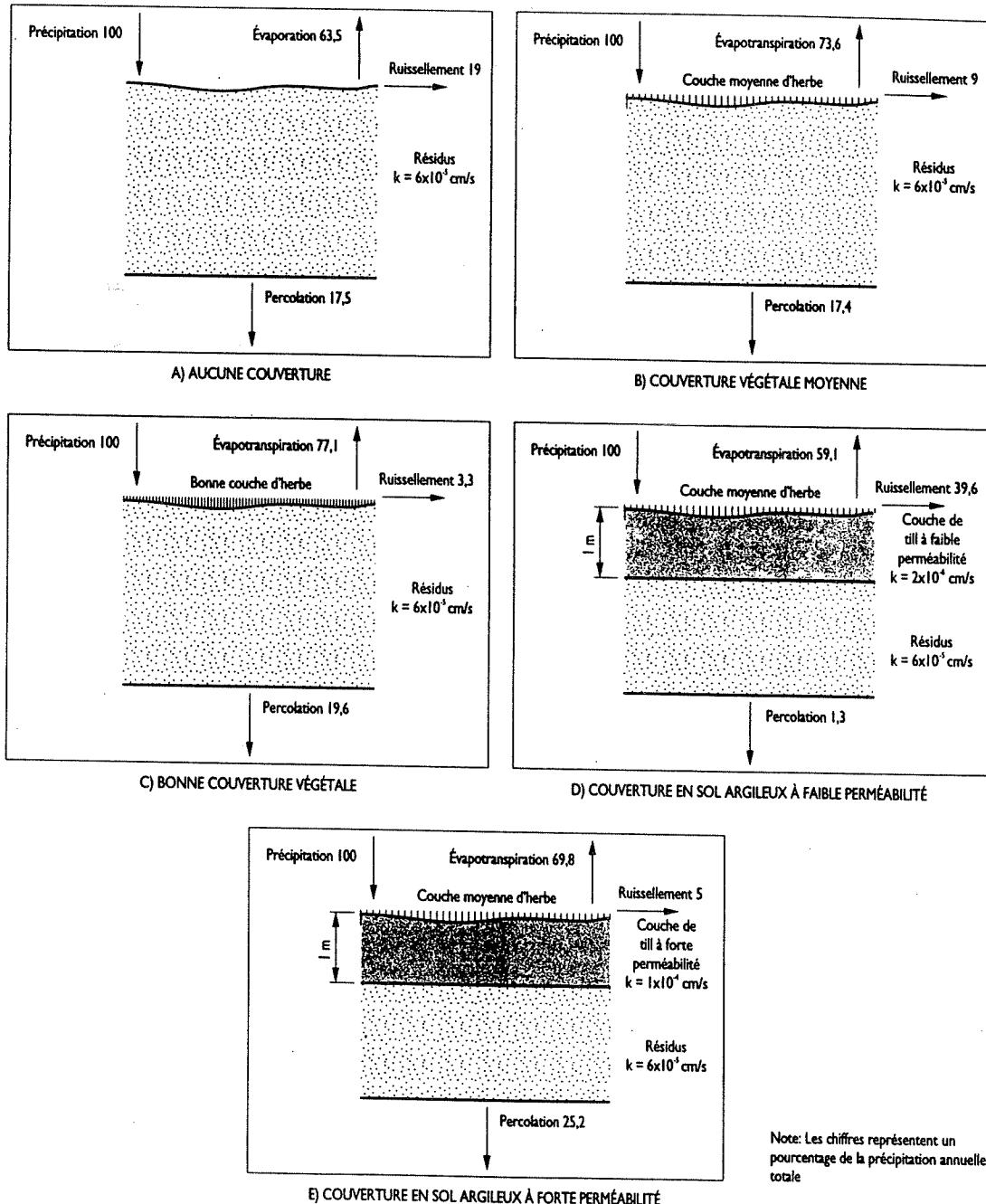


Figure 1.5.6. Effet du type de couverture sur le taux d'infiltration (SRK, 1991)

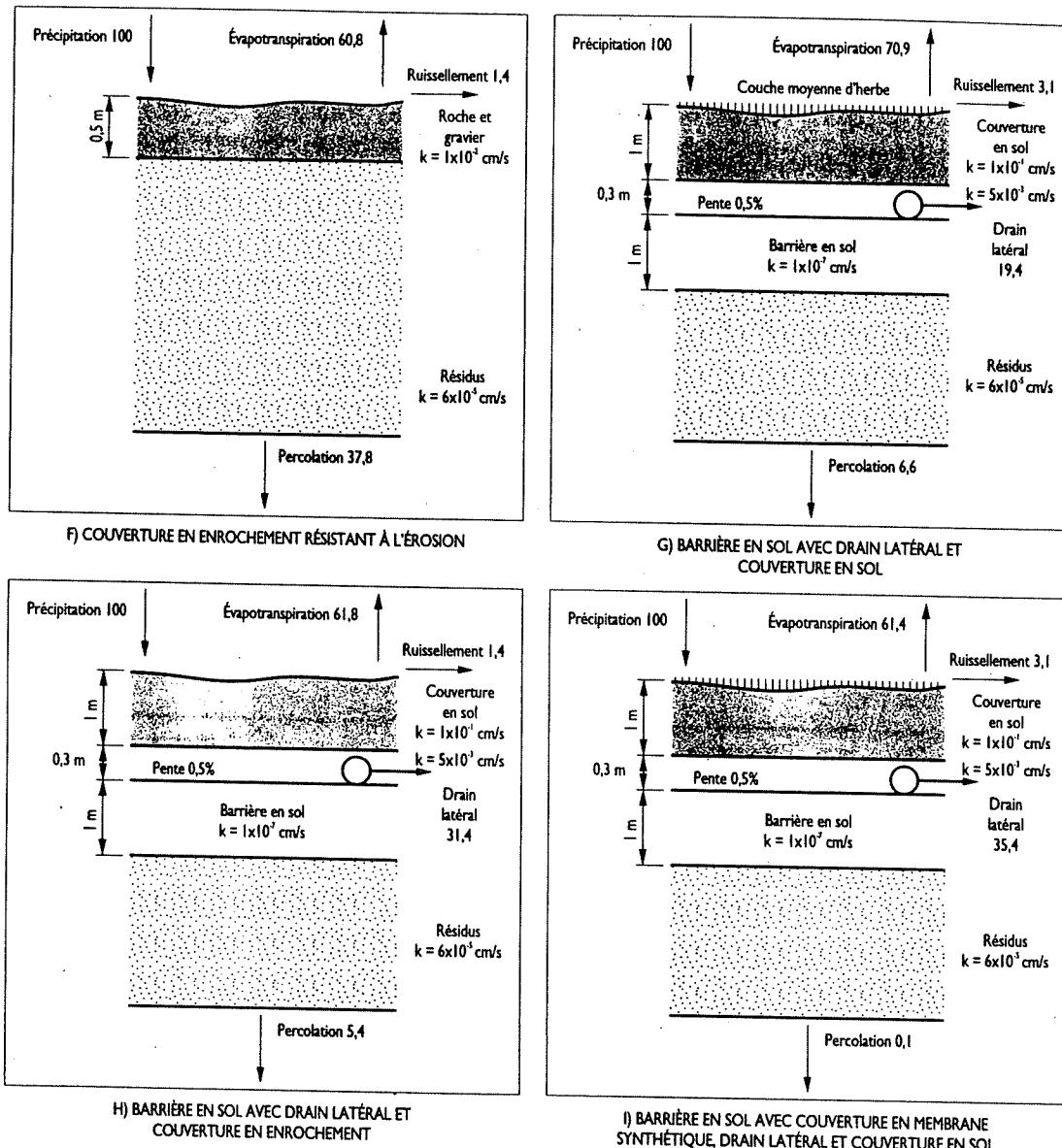


Figure 1.5.6 (suite)

Akindunni et al. (1991) (voir aussi Nicholson et al., 1991) ont de leur côté étudié de façon numérique l'efficacité des barrières de recouvrement avec une couche capillaire afin de vérifier les concepts proposés par Nicholson et al. (1989). Le programme utilisé est un logiciel interne de l'Université Waterloo qui permet de faire des calculs d'écoulement transitoire en milieu saturé ou non-saturé. Certains des résultats obtenus sont présentés à la figure (1.6.14) de la page 81. On observe ici que leurs résultats montrent qu'il est possible de maintenir la couche capillaire à un haut niveau de saturation lorsque sa valeur de AEV ("Air Entry Value") est suffisamment élevée et que la couche sous-jacente se draine rapidement. Des essais en colonnes ont confirmé (partiellement) les résultats de ces simulations.

5.4.3. Essais sur le terrain

Bien que les simulations sur modèles théoriques soient utiles pour étudier de façon paramétrique et pour comparer les divers types de couvertures envisagées, on ne peut cependant déterminer l'efficacité réelle des couvertures qu'en surveillant le comportement de celles actuellement existantes sur le terrain. Malheureusement, peu de résultats de cette surveillance sont disponibles dans la littérature. Un des rares cas documentés de couverture de sol effectivement en usage sur une halde de stériles est celui de la mine d'uranium et de fer "Rum Jungle", en Australie. Des couvertures composites ont été placées sur trois amas de mort-terrain producteurs d'acide. Une coupe transversale type des amas remis en état apparaît à la figure (1.5.7). Les concentrations d'oxygène mesurées dans le gaz interstitiel des amas accusent une réduction marquée après l'installation de

la couverture d'argile compactée (SRK, 1991). Les mesures prises avant et après la remise en état, sur les amas ou à proximité, révèlent que la couverture a réduit l'infiltration dans une certaine mesure. Toutefois, l'amplitude de cette réduction reste incertaine (SRK, 1991). Des estimations basées sur des mesures lysimétriques indiquent des réductions de plus de 90%, alors que d'autres basées sur des mesures par bilan d'eau souterraine indiquent seulement une réduction de 50%.

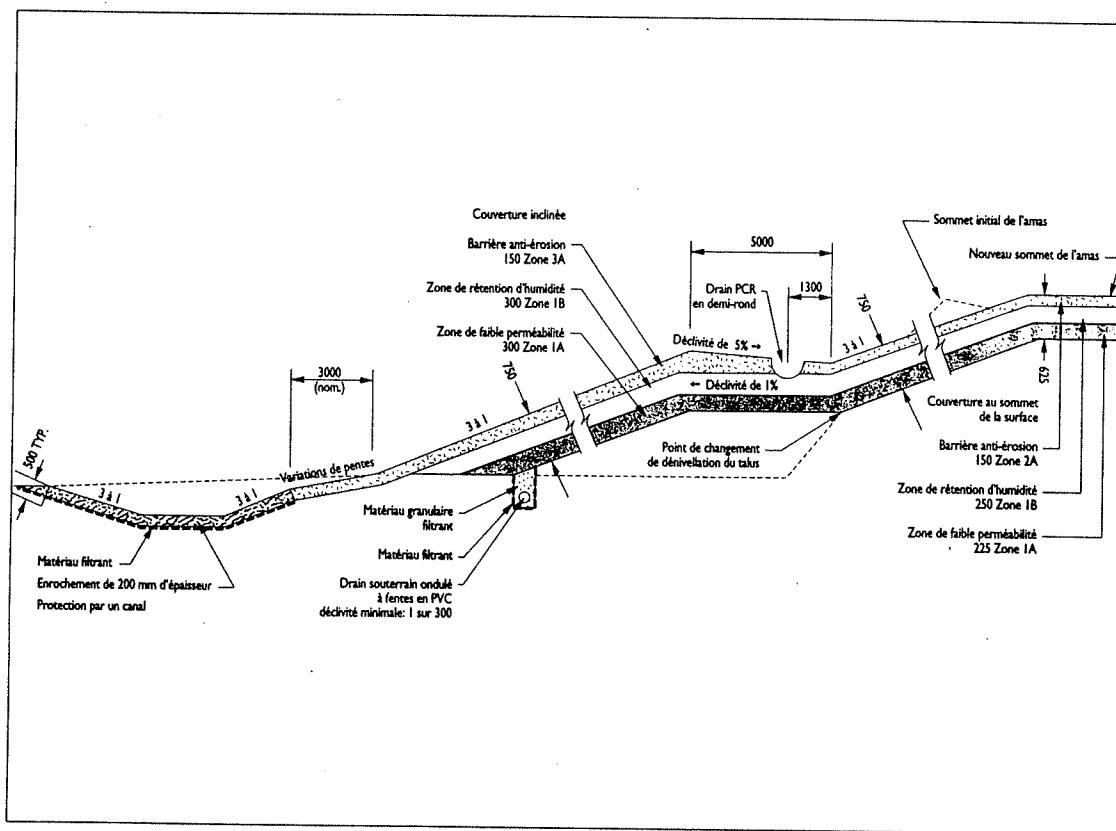


Figure 1.5.7. Coupe transversale type d'un amas remis en état montrant les détails de la couverture utilisée à Rum Jungle (Verhoeven, 1988; tiré de SRK, 1991)

Les résultats obtenus à ce jour sur les parcelles expérimentales du site Waite-Amulet semblent aussi montrer les avantages techniques des barrières de recouvrement,

bien que ces résultats soient encore partiels et incomplets (e.g. Yanful, 1990a; 1991a).

Notons enfin que les résultats obtenus sur un site de la région de Sudbury, par la compagnie Falconbridge Ltd., indiquent qu'un recouvrement de rejets de concentrateur (système monocouche) permet de réduire le passage de l'oxygène et la production d'eaux acides (WCGR, 1991).

6. TRANSFERTS HYDRIQUES DANS LES SOLS NON SATURÉS

L'infiltration de l'eau à travers les matériaux de recouvrement et les résidus se produit généralement sous des conditions d'écoulement en milieu non saturé. Les scénarios de conception de couvertures comptent sur la lenteur du taux de diffusion d'oxygène à travers les pores remplis d'eau, et sont par conséquent basés sur les principes de l'hydraulique et sur les caractéristiques de la saturation partielle du milieu poreux (Nicholson et al., 1989). La présence de couches de matériaux fins recouvrant des matériaux grossiers améliore la rétention de l'eau dans la couche de sol fin (concept de barrière capillaire). Les coefficients de diffusion de l'oxygène et les vitesses de génération d'acide peuvent être considérablement réduits si la couche de sol fin se maintient à un haut degré de saturation. Il en ressort également qu'un tel système de revêtement peut aussi être efficace dans le contrôle de l'infiltration de l'eau. Ceci est d'une grande importance car l'infiltration implique un déplacement d'air, et donc d'oxygène, par l'eau vers les résidus. En plus, en s'infiltrant à travers les résidus, l'eau peut contaminer la nappe phréatique.

L'étude des transferts hydriques dans les sols non saturés est rendue complexe par le fait qu'il s'agit de considérer un milieu polyphasique (eau-air-solide) pouvant se déformer et dans lequel les concentrations en fluides mouillant (l'eau) et non-mouillant (l'air) varient dans le temps et dans l'espace sous l'action conjuguée de variations d'énergie mécanique et thermique, et ce pour des conditions aux limites de type aléatoire (pluie, vent, rayonnement, etc.) (Vauclin et Vachaud, 1984).

6.1. Etat de l'eau dans un sol non saturé

Contrairement à un sol saturé, l'eau dans un sol non saturé est soumise à une pression négative par rapport à la pression atmosphérique (on parle de succion ou de tension). Cette pression négative est attribuable à la tension superficielle qui existe entre l'air et l'eau, en contact avec la matrice solide (figure 1.6.1). Les forces capillaires associées à cette pression vont restreindre le mouvement de l'eau, et peuvent, si elles sont suffisamment élevées, empêcher tout drainage même dans des sols presque saturés (barrières capillaires).

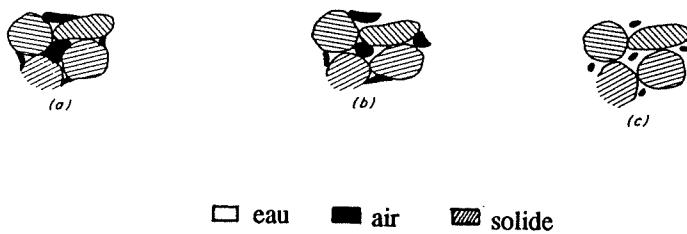


Figure 1.6.1. Etats de saturation possible d'un milieu poreux (Bear, 1972)

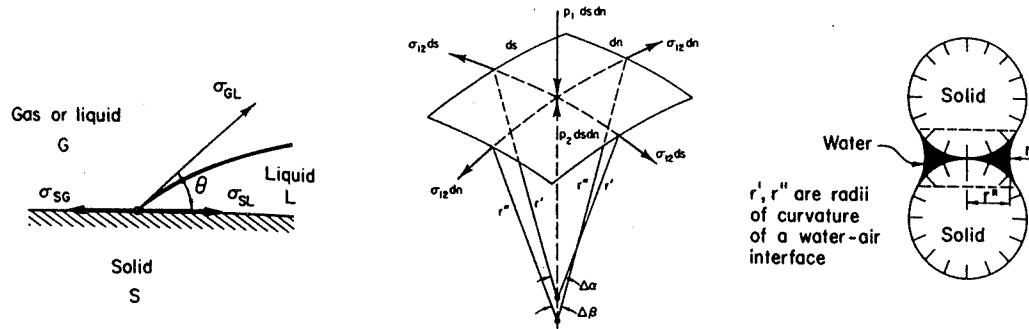


Figure 1.6.2. Interface entre deux fluides non-miscibles (Bear, 1972)

Lorsque deux fluides non-miscibles (air et eau, par exemple) sont en contact dans les interstices d'un milieu poreux, il se crée une discontinuité de pression à travers l'interface les séparant (figure 1.6.2). La courbure de l'interface air-eau en un pore obéit à la loi de Young-Laplace:

$$\Delta p = p_c = p_a - p_w = \sigma \left(\frac{1}{r'} + \frac{1}{r''} \right) = \frac{2\sigma}{r^*} \quad (1.6.1)$$

où p_c = pression capillaire, $[ML^{-1}T^{-2}]$

p_a = pression dans la phase non-mouillante (air), $[ML^{-1}T^{-2}]$

p_w = pression dans la phase mouillante (eau), $[ML^{-1}T^{-2}]$

r' , r'' = rayons principaux de courbure, dans deux plans orthogonaux

(figure 1.6.2), [L]

σ = tension superficielle de l'eau, $[ML^{-2}]$

r^* = rayon de courbure moyen ($2/r^* = 1/r' + 1/r''$), [L].

Dans l'équation (1.6.1), l'eau est supposée mouiller le pore avec un angle de contact nul. Si le pore est assimilé à un tube capillaire de rayon r , r^* est égal à r . La pression hydrostatique de l'eau dans le sol, p_w , est une fonction de la teneur en eau, θ_w (figure 1.6.3). Elle diminue (devient plus négative) avec la teneur en eau. La conductivité hydraulique, K , dépend également du degré de saturation du sol. A mesure que la pression de l'eau dans les pores devient plus négative (sol plus sec), les pores se drainent et favorisent de moins en moins l'écoulement de l'eau, ce qui réduit la conductivité hydraulique.

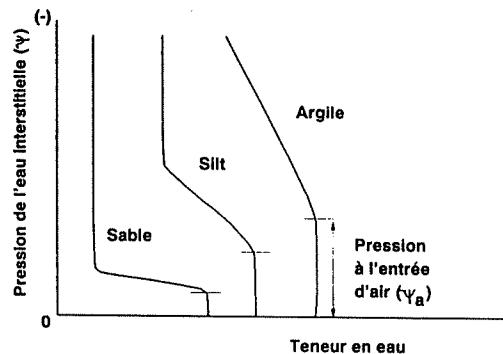


Figure 1.6.3. Pression hydrostatique en fonction de la teneur en eau, sans tenir compte de l'hystéresis, (Freeze et Cherry, 1979)

6.2. Le problème hydrodynamique

Nous nous bornerons ici à donner une description générale de ce problème, largement développé par ailleurs (Bear, 1972; Kovács, 1981; Vauclin, 1984).

L'équation décrivant le mouvement d'un fluide en milieu poreux non saturé est obtenue à partir de l'équation de continuité et de la loi de Darcy généralisée. Les hypothèses considérées sont les suivantes:

- le sol est assimilé à un milieu indéformable, homogène et isotrope,
- l'air présent dans le sol est stagnant et il est constamment à la pression atmosphérique,
- l'écoulement d'eau est incompressible, unidirectionnel (vertical) et isotherme.

6.2.1. Equation de continuité

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial z} \quad (1.6.2)$$

avec θ_w : teneur volumique en eau, $[L^3 L^{-3}]$

q : flux volumique ou vitesse de Darcy, $[LT^{-1}]$

t : temps, $[T]$

z : cote prise positivement vers le bas à partir de la surface du sol, $[L]$.

6.2.2. Loi de Darcy généralisée

$$q = - K(\theta_w) \frac{\partial \phi}{\partial z} \quad (1.6.3)$$

avec ϕ : charge hydraulique, $[L]$

$K(\theta_w)$: conductivité hydraulique, $[LT^{-1}]$.

Sous l'hypothèse d'un écoulement isotherme, et en négligeant le potentiel osmotique dû à la présence de sels dans l'eau, la charge hydraulique ϕ est définie par :

$$\phi = \psi - z \quad (1.6.4)$$

où ψ est appelé potentiel capillaire ou succion. Il est lié à la teneur en eau à cause des interactions des forces de capillarité et d'adsorption entre l'eau et les particules solides.

Il est défini par:

$$\psi(\theta_w) = \frac{p_w - p_a}{\gamma_w} = \frac{p_w}{\gamma_w} \quad (1.6.5)$$

($p_a=0$, la pression atmosphérique étant prise comme référence).

$\gamma_w = \rho_w g$ = poids volumique de l'eau, [ML⁻²T⁻²]

ρ_w = masse volumique de l'eau, [ML⁻³]

g = accélération de la pesanteur, [LT⁻²].

ψ est une grandeur positive dans la zone saturée et négative dans la zone non saturée. Dans cette dernière, elle est fortement hystérétique et est une propriété caractéristique du sol. L'établissement de la relation succion-teneur en eau, $\psi(\theta_w)$, constitue donc l'une des principales difficultés de l'étude des écoulements en milieu poreux non saturé, par ce fait qu'elle n'est pas univoque. Pour une valeur donnée de la succion, la teneur en eau sera plus grande durant le séchage que pendant le mouillage (figure 1.6.4). L'hystéresis a fait l'objet de nombreuses études (Thony, 1970; Vachaud et Thony, 1971; Topp, 1971; Mualem, 1974; Parlange, 1976). Un exemple de familles de courbes expérimentales $\psi(\theta_w)$ est présenté à la figure (1.6.5.).

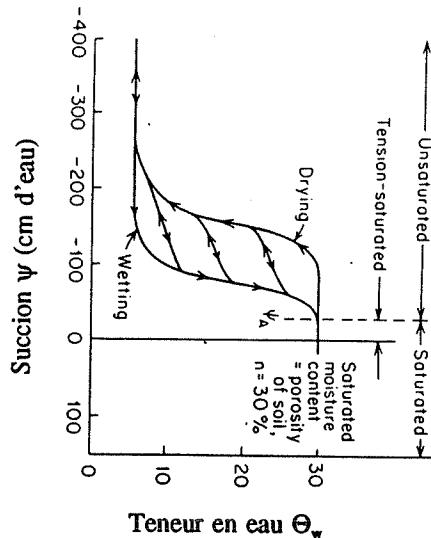


Figure 1.6.4. Exemple de courbes de rétention d'eau montrant l'hystéresis (Freeze et Cherry, 1979).

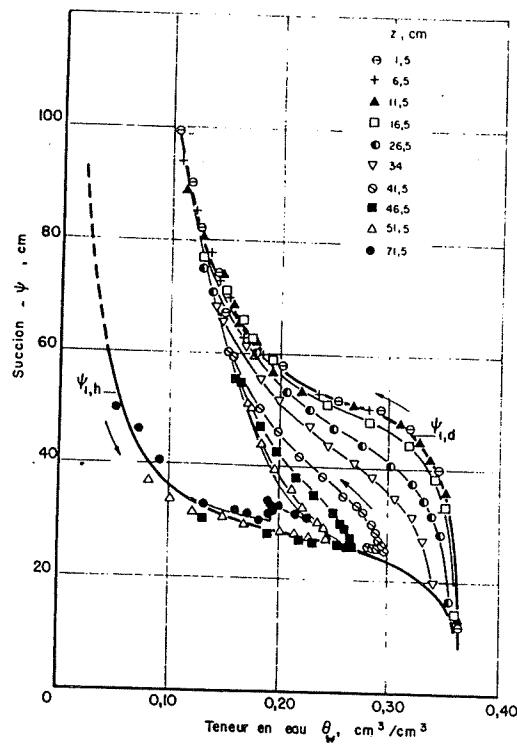


Figure 1.6.5. Relations $\psi(\theta_w)$ obtenues expérimentalement par Thony (1970), (in Jegat, 1975).

Les relations $\psi(\theta_w)$ peuvent être obtenues par plusieurs techniques, telles la plaque de succion ou la chambre de pression, ou par des mesures simultanées de pression (par des tensiomètres) et de la teneur en eau (par gammamétrie ou à l'aide d'une sonde neutronique). Une autre alternative de mesure de la teneur en eau est celle utilisant le principe de réflectrométrie dans le domaine du temps (RDT) que nous détaillerons dans l'annexe. Les relations $\psi(\theta_w)$ peuvent aussi être obtenues à partir de modèles de distribution de la taille des pores (Gupta et Larson, 1979; Arya et Paris, 1981). Une large revue de ces modèles est donnée par Mualem (1986).

D'autre part, la relation entre la conductivité hydraulique, K , et la teneur en eau, θ_w , peut s'exprimer par:

$$K(\theta_w) = k \frac{\gamma_w}{\mu_w} k_r(\theta_w) \quad (1.6.6)$$

avec k : perméabilité intrinsèque, $[L^2]$

γ_w : poids volumique de l'eau, $[ML^{-2}T^{-2}]$

μ_w : viscosité dynamique de l'eau, $[ML^{-1}T^{-1}]$

$k_r(\theta_w)$: perméabilité relative, [-]

$k_r(\theta_w)$ varie de 0 pour un sol sec à 1 pour un sol complètement saturé. Un exemple de courbes $K(\theta_w)$ est donné à la figure (1.6.6). On remarque qu'à l'exception de la courbe relative à l'humidification d'un sol sec, on ne constate pas d'hystéresis et on pourra en conséquence considérer une courbe $K(\theta_w)$ unique (Jegat, 1975).

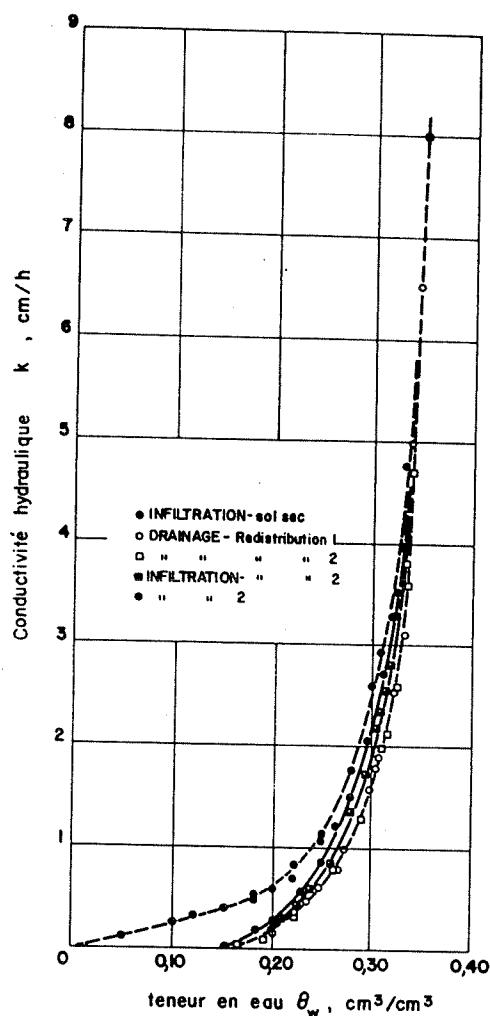


Figure 1.6.6. Courbes expérimentales conductivité hydraulique-teneur en eau volumique (Thony, 1970; in Jegat, 1975).

6.2.3. Equation de l'écoulement

Elle est obtenue par combinaison des équations (1.6.2, 3 et 4):

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} [K(\theta_w) (\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1)] \quad (1.6.7)$$

En supposant que la relation $\psi(\theta_w)$ est unique (variations lentes et monotones de l'humidité), l'équation (1.6.7) peut prendre les deux formes classiques suivantes :

- *Equation de Richards:*

$$C(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} [K(\psi) (\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1)] \quad (1.6.8)$$

où $C(\psi)$ est la capacité capillaire, [L^{-1}], définie par:

$$C(\psi) = \frac{d\theta_w}{d\psi} \quad (1.6.9)$$

- *Equation de Fokker-Planck:*

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} (D(\theta_w) \frac{\partial \theta_w}{\partial z}) - \frac{\partial K(\theta_w)}{\partial z} \quad (1.6.10)$$

où $D(\theta_w)$ est la diffusivité capillaire, [$L^2 T^{-1}$], définie par:

$$D(\theta_w) = K(\theta_w) \frac{d\psi}{d\theta_w} \quad (1.6.11)$$

La variable ψ étant une fonction continue, contrairement à θ_w qui prend une valeur constante dans la zone saturée, l'équation (1.6.8) permet de décrire le couplage zones saturée-non saturée (Vauclin et Vachaud, 1984).

Les grandes variations des coefficients $K(\theta_w)$, $D(\theta_w)$ ou $C(\psi)$ et $K(\psi)$ avec l'humidité ou la pression confèrent aux deux équations (1.6.8) et (1.6.10) un caractère fortement non linéaire. Par conséquent, il n'existe pas de solution analytique à ces

équations. Cependant, des solutions quasi-analytiques sont proposées par divers auteurs pour des conditions spécifiques. En pratique, ces équations aux dérivées partielles sont résolues numériquement.

6.2.4. Solutions quasi-analytiques

a) Solution de Philip

Une solution de l'équation (1.6.10) a été d'abord obtenue par Philip (1957) dans le cas d'infiltration d'eau dans un milieu homogène, semi-infini et satisfaisant les conditions aux limites suivantes:

$$\begin{array}{lll} t < 0 & z \geq 0 & \theta_w = \theta_i \\ t \geq 0 & z = 0 & \theta_w = \theta_o \end{array} \quad (1.6.12)$$

où θ_i est la teneur en eau initiale et θ_o la teneur en eau en surface. Cette solution s'écrit sous la forme d'une série de puissance de $t^{1/2}$:

$$z(\theta_w, t) = \sum_{n=1}^{n=\infty} f_n(\theta_w) t^{n/2} \quad (1.6.13)$$

où les coefficients $f_n(\theta_w)$ sont calculés successivement à partir des fonctions de diffusivité, $D(\theta_w)$, et de conductivité, $K(\theta_w)$; leurs valeurs numériques dépendent des caractéristiques du sol. La figure (1.6.7) présente un exemple de profils de teneurs en eau donnés par l'expression (1.6.13) pour les conditions (1.6.12).

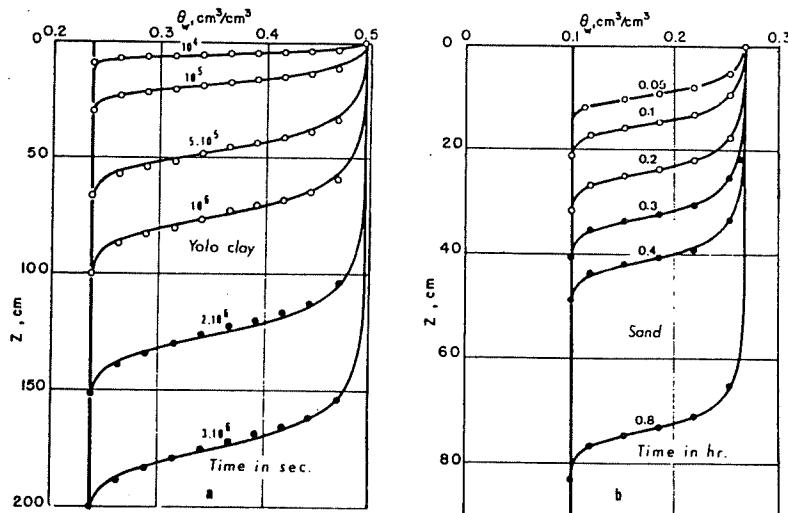


Figure 1.6.7. Comparaison entre les profils de teneur en eau calculés avec la solution de Philip (cercles) et ceux obtenus en résolvant l'équation de Richards pour une infiltration à charge constante (traits pleins), (Haverkamp et al., 1977).

La solution (1.6.13) indique qu'à des temps t petits, l'avancement du front d'imbibition est proportionnel à $t^{1/2}$ (comme dans le cas d'une infiltration horizontale), alors que pour des temps élevés, cet avancement approche une vitesse constante $(K_o - K_i)/(\theta_o - \theta_i)$, où K_o et K_i sont les conductivités hydrauliques correspondant à θ_o et à θ_i , respectivement. Pour $t \rightarrow \infty$, cette solution devient peu fiable (Vauclin, 1984).

Cette solution décrit aussi la relation entre l'infiltration cumulative I et le temps t , en termes d'une série de puissance:

$$I(t) = \sum_{n=1}^{\infty} \gamma_n(\theta_w) t^{n/2} \quad (1.6.14)$$

où $I(t) = S t^{1/2} + (A_2 + K_o) t + A_3 t^{3/2} + A_4 t^2 + \dots$

où les coefficients $\gamma_n(\theta_w)$ sont également calculés à partir de $K(\theta_w)$ et $D(\theta_w)$. S est appelé

sorptivité. Le taux d'infiltration $i(t)$ est obtenu par différenciation de l'équation (1.6.14):

$$i(t) = \frac{1}{2} S t^{-1/2} + (A_2 + K_o) + \frac{3}{2} A_3 t^{1/2} + 2 A_4 t + \dots \quad (1.6.15)$$

En pratique, il est généralement suffisant pour une description approximative de l'infiltration, de remplacer les équations (1.6.14) et (1.6.15) par les deux premiers termes de la série (Hillel, 1971) :

$$I(t) = S t^{1/2} + A t \quad (1.6.16)$$

$$i(t) = \frac{1}{2} S t^{-1/2} + A \quad (1.6.17)$$

où t n'est pas très grand. Lorsque $t \rightarrow \infty$, le taux d'infiltration décroît de façon monotone jusqu'à sa valeur asymptotique finale $i(\infty)$ qui n'est pas nécessairement égale à K_o (Philip, 1969). Cependant, pour les temps très élevés (pour lesquels la série ne converge pas), il est possible de représenter les équations (1.6.16) et (1.6.17) par les expressions suivantes (Hillel, 1971):

$$I = S t^{1/2} + K t \quad (1.6.18)$$

$$i = \frac{1}{2} S t^{-1/2} + K \quad (1.6.19)$$

où K est la conductivité hydraulique de la couche supérieure du sol (zone de transmission). K est légèrement inférieure à la conductivité à saturation naturelle K_s . Dans le cas d'une imbibition horizontale, la solution (1.6.13) devient:

$$x(\theta_w, t) = f_1(\theta_w) t^{1/2} \quad (1.6.20)$$

où x est la coordonnée horizontale.

Durant l'infiltration horizontale dans un sol initialement sec, le front d'imbibition est toujours visible et correspond à une zone qui se déplace à teneur en eau pratiquement constante (Vauclin, 1984). Dans ce cas, le coefficient $f_1(\theta_w)$ peut être supposé constant et le front mouillant se déplace proportionnellement à $t^{1/2}$. Le volume cumulatif d'eau entrant par unité de surface du plan d'entrée ($x=0$) est donné par:

$$I = \int_{\theta_i}^{\theta_e} x(\theta_w, t) d\theta_w = S t^{1/2} \quad (1.6.21)$$

où S est la sorptivité, $[LT^{-1/2}]$, définie par:

$$S = \int_{\theta_i}^{\theta_e} f_1(\theta_w) d\theta_w \quad (1.6.22)$$

S dépend des conditions initiales et aux limites, et des caractéristiques du sol.

b) Solution de Parlange

En considérant la relation:

$$\left(\frac{\partial z}{\partial t} \right)_{\theta_w} = - \left(\frac{\partial \theta_w}{\partial t} \right)_t \left(\frac{\partial z}{\partial \theta_w} \right)_t \quad (1.6.23)$$

l'équation (1.6.10) s'écrit:

$$\frac{\partial z}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial \theta_w} [D(\theta_w) \frac{\partial \theta_w}{\partial z}] = \frac{dK}{d\theta_w} \quad (1.6.24)$$

Parlange (1972) propose une solution quasi-analytique de l'équation (1.6.24) avec un flux constant à la surface:

$$\begin{aligned} t < 0 \quad z \geq 0 \quad \theta_w &= \theta_n \\ t \geq 0 \quad z = 0 \quad K(\theta_w) - D(\theta_w) \frac{\partial \theta_w}{\partial z} &= q_o \end{aligned} \quad (1.6.25)$$

La solution est:

$$z(\theta_w, t) = \int_{\theta_n}^{\theta_1(t)} \frac{D(\beta)}{[q_o - K(\theta_n)] \left(\frac{\beta - \theta_n}{\theta_1(t) - \theta_n} \right) - [K(\beta) - K(\theta_n)]} d\beta \quad (1.6.26)$$

où $\theta_1(t)$ est la teneur en eau à la surface du sol, donnée par:

$$t = \int_{\theta_n}^{\theta_1(t)} \frac{D(\alpha) (\alpha - \theta_n)}{[q_o - K(\alpha)] [q_o - K(\theta_n)]} d\alpha \quad (1.6.27)$$

Un exemple d'évolution de θ_1 avec le temps est donné à la figure (1.6.8), pour une infiltration dans un sol sableux avec $q_o = 13,69$ cm/h (Haverkamp et al., 1977).

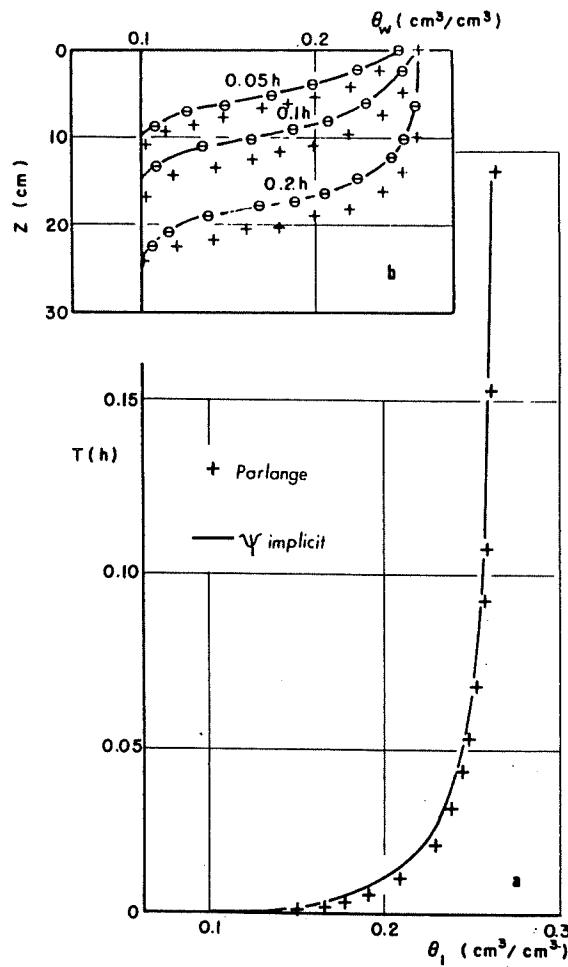


Figure 1.6.8. Comparaison entre la solution de Parlange et la solution numérique pour une infiltration à flux constant, (a) évolution de la teneur en eau avec le temps, à la surface, (b) Profils de teneur en eau (Haverkamp et al., 1977)

6.2.5. Modélisation numérique

Une limitation sérieuse de l'utilisation des solutions quasi-analytiques pour la résolution de problèmes pratiques réside dans la représentativité des conditions initiales et aux limites (Vauclin, 1984). Par conséquent, des solutions numériques sans de telles restrictions ont été développées. Une étude des différents aspects numériques est donnée par Vauclin et al. (1979), pour le problème d'infiltration en zone non saturée.

A cause de leur simplicité et de leur facilité d'utilisation, des modèles de prédiction pour décrire empiriquement le comportement hydraulique de sols sont de plus en plus utilisés dans les études numériques des écoulements en milieux non saturés. Nous en présenterons deux qui seront utilisés dans notre étude des caractéristiques hydrauliques des matériaux de revêtement, et ceci par le biais du programme informatique RETC (Van Genuchten et al., 1991).

Brooks et Corey (1964) proposent les relations suivantes:

$$\begin{aligned} S_e &= \left(\frac{1}{\alpha |\psi|} \right)^\lambda && \text{si } \alpha |\psi| > 1 \\ &= 1 && \text{si } \alpha |\psi| \leq 1 \end{aligned} \quad (1.6.28)$$

$$K(\psi) = \frac{K_s}{(\alpha |\psi|)^{\lambda(l+2)+2}} \quad (1.6.29)$$

$$S_e = \frac{\theta_w - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (1.6.30)$$

avec S_e : degré de saturation effectif ou teneur en eau réduite ($0 \leq S_e \leq 1$),

θ_w : teneur en eau volumique,

θ_r : teneur en eau volumique résiduelle,

θ_s : teneur en eau volumique à saturation,

ψ : potentiel capillaire ou succion,

l : paramètre de connectivité des pores ($l=0,5$ selon Mualem (1976)),

λ : paramètre de distribution de la taille des pores,

K : conductivité hydraulique,

K_s : conductivité hydraulique à saturation.

α est un paramètre empirique, [L^{-1}], dont l'inverse ($1/\alpha$) représente la valeur d'entrée d'air (AEV), ψ_a . Brooks et Corey (1964) définissent ψ_a comme étant la valeur minimale de ψ , sur le cycle de drainage, à laquelle une phase air *continue* existe dans les interstices (figure 1.6.3, page 55). Ce paramètre est très important dans la conception des barrières capillaires limitant le transport d'oxygène vers les résidus réactifs.

La teneur en eau résiduelle, θ_r , correspond à la quantité maximale de l'eau dans le sol qui ne contribue pas à l'écoulement. Elle peut être définie comme étant la teneur en eau à laquelle $d\theta_w/d\psi$ et K tendent vers zéro quand ψ devient grand (Van Genuchten et al., 1991); c'est un paramètre extrapolé sur la courbe de rétention.

Le modèle de Brooks et Corey est limité aux sols à texture grossière caractérisés par des distributions étroites des dimensions de pores (grandes valeurs de λ). Les résultats sont généralement moins précis pour des sols fins à cause de la difficulté dans la définition de leurs AEV (Van Genuchten et al., 1991). La figure (1.6.9) montre l'effet de la texture et de la structure du sol sur l'allure de la courbe de rétention.

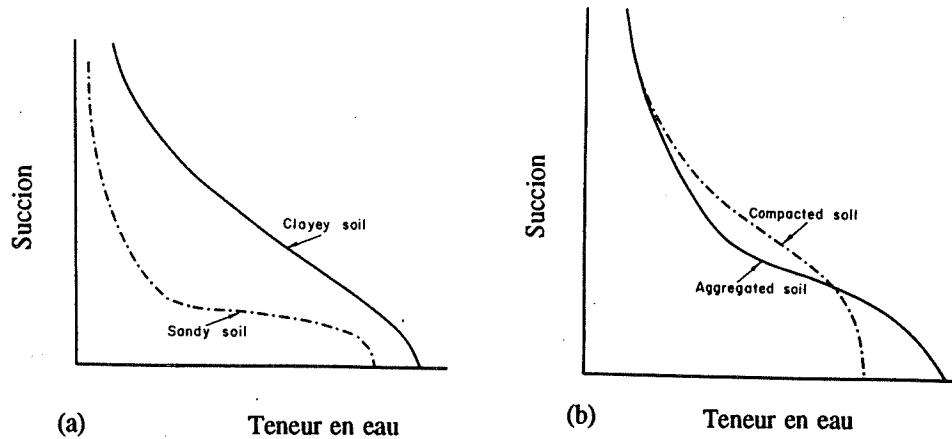


Figure 1.6.9. Influence de la texture (a) et de la structure (b) du sol sur l'allure de la courbe de rétention (Hillel, 1971)

Pour S_e , Van Genuchten (1980) propose l'expression suivante:

$$S_e = \frac{1}{[1+(\alpha|\psi|)^{\beta}]^{\gamma}} \quad (\gamma=1-\frac{1}{\beta}) \quad (1.6.31)$$

où β et γ sont des paramètres d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale. La relation entre la conductivité hydraulique et le degré de saturation est donnée par le modèle Van Genuchten-Mualem (Van Genuchten, 1980):

$$K(\psi) = K_s S_e^\gamma [1 - (1 - S_e^{1/\gamma})^\gamma]^2 \quad (1.6.32)$$

Les tableaux (1.6.1) et (1.6.2) donnent des valeurs moyennes des différents paramètres pour différents types de sols.

Tableau 1.6.1. Valeurs moyennes des caractéristiques hydriques pour 11 types de sol (Rawls et al., 1982; in Van Genuchten et al., 1991)

Texture	θ_r	θ_s	α 1/cm	n	K_t cm/d
Sand	0.020	0.417	0.138	1.592	504.0
Loamy sand	0.035	0.401	0.115	1.474	146.6
Sandy loam	0.041	0.412	0.068	1.322	62.16
Loam	0.027	0.434	0.090	1.220	16.32
Silt loam	0.015	0.486	0.048	1.211	31.68
Sandy clay loam	0.068	0.330	0.036	1.250	10.32
Clay loam	0.075	0.390	0.039	1.194	5.52
Silty clay loam	0.040	0.432	0.031	1.151	3.60
Sandy clay	0.109	0.321	0.034	1.168	2.88
Silty clay	0.056	0.423	0.029	1.127	2.16
Clay	0.090	0.385	0.027	1.131	1.44

Tableau 1.6.2. Valeurs moyennes des caractéristiques hydriques pour 12 types de sol (Carsel et Parrish, 1988; in Van Genuchten et al., 1991)

Texture	θ_r	θ_s	α 1/cm	n	K_t cm/d
Sand	0.045	0.43	0.145	2.68	712.8
Loamy Sand	0.057	0.41	0.124	2.28	350.2
Sandy Loam	0.065	0.41	0.075	1.89	106.1
Loam	0.078	0.43	0.036	1.56	24.96
Silt	0.034	0.46	0.016	1.37	6.00
Silt Loam	0.067	0.45	0.020	1.41	10.80
Sandy Clay Loam	0.100	0.39	0.059	1.48	31.44
Clay Loam	0.095	0.41	0.019	1.31	6.24
Silty Clay Loam	0.089	0.43	0.010	1.23	1.68
Sandy Clay	0.100	0.38	0.027	1.23	2.88
Silty Clay	0.070	0.36	0.005	1.09	0.48
Clay	0.068	0.38	0.008	1.09	4.80

La figure (1.6.10) montre l'allure générale des courbes de conductivité hydraulique en fonction de la succion dans des sols à différentes textures.

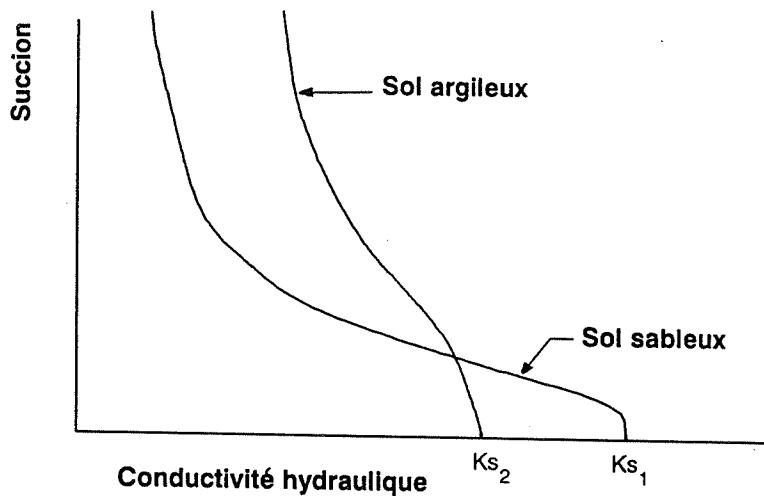


Figure 1.6.10. Courbes de conductivité hydraulique en fonction de la succion (Hillel, 1971)

6.3. Modèles d'infiltration

Si la surface du sol est aspergée d'eau avec une vitesse croissante $R(t)$, celle-ci excèdera à un certain moment le taux d'absorption limite du sol qui est défini par Hillel (1971) comme étant l'infiltrabilité. A partir de cet instant, la surface du sol deviendra saturée et l'excès d'eau ($R(t)-i(t)$) va s'accumuler à la surface ou ruisseler.

L'infiltrabilité du sol et ses variations avec le temps dépendent de la teneur en eau initiale (ou succion), aussi bien que de la texture, la structure et l'uniformité du sol (Hillel, 1971). En général, l'infiltrabilité est élevée dans les premières étapes de l'infiltration, particulièrement lorsque le sol est initialement sec, puis décroît avec le temps pour approcher asymptotiquement une vitesse constante K_o (figure 1.6.11).

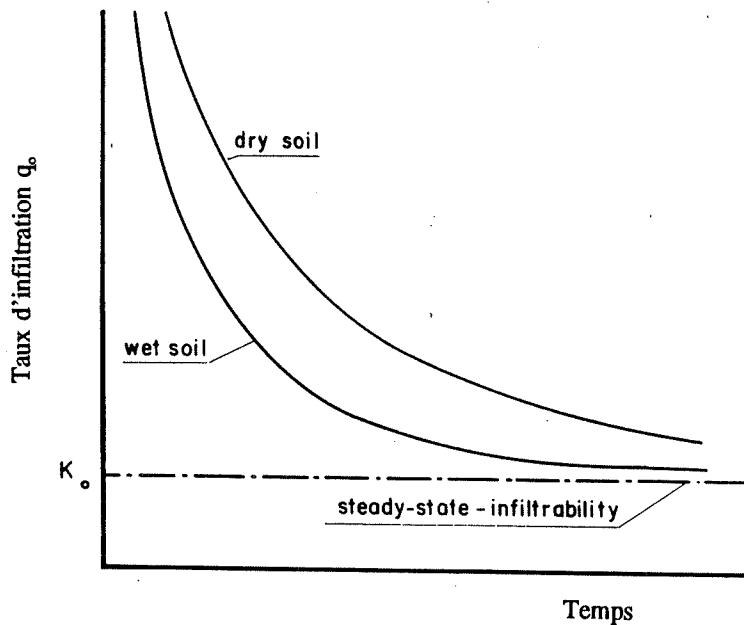


Figure 1.6.11. Infiltrabilité en fonction du temps (Vauclin, 1984).

$$\begin{aligned} q_o &= R(t) \text{ si } R(t) < i(t) \\ q_o &= i(t) \text{ si } R(t) > i(t) \end{aligned}$$

Les équations d'infiltration proposées par divers auteurs expriment l'infiltrabilité comme une fonction du temps, en termes de flux $i(t)$ ou de quantité cumulée d'eau d'infiltration $I(t)$ par unité de surface du sol:

$$I(t) = \int_0^t i(t) dt \quad (1.6.33)$$

Vauclin (1984) et Hillel (1971) citent plusieurs modèles qui décrivent l'évolution du taux d'infiltration avec le temps. Un des modèles les plus appropriés est celui de Philip présenté au paragraphe (6.2.4) de ce chapitre. L'application des équations d'infiltration à des situations réelles se heurte à de sérieuses limitations, car développées pour des cas

particuliers.

A l'aspect déterministe de ces équations doit s'ajouter une description stochastique des paramètres caractéristiques et des conditions aux limites (Vauclin et Vachaud, 1984), ceci pour mieux décrire la variabilité spatiale de l'infiltration (hétérogénéité du sol, effets de la topographie, etc.).

6.4. Infiltration à travers les sols multicouches

En superposant en alternance des couches de sol à granulométrie grossière et des couches à fine granulométrie, il est possible de constituer des barrières à l'infiltration et des couches de drainage (SRK, 1991). Ce concept a été étudié par plusieurs auteurs (Magnusson et Rasmussen, 1983; Nicholson et *al.*, 1989; Akindunni et *al.*, 1991) pour concevoir un système de recouvrement pour les dépôts de résidus réactifs. Les barrières de recouvrement pour contrôler le drainage minier acide sont traitées au chapitre 5.

Hillel (1971) présente deux cas d'infiltration à travers un système bicouche. Le premier est celui d'une couche de sol grossier, de perméabilité à saturation K_s élevée, au-dessus d'une couche à texture fine. Dans un tel cas, la vitesse d'infiltration est contrôlée au départ par la couche à granulométrie grossière. Lorsque le front d'imbibition atteint et pénètre la couche à texture fine, on peut s'attendre à ce que le taux d'infiltration chute et tende vers la valeur correspondante au sol fin seul. Ainsi, à la longue, c'est la couche à faible conductivité qui va contrôler le processus. Si l'infiltration continue assez longtemps, une pression positive (eau perchée) peut se développer dans le sol grossier, juste au-dessus de l'interface avec le sol fin sous-jacent. Le deuxième cas est celui de

l'infiltration à travers une couche de sol fin au-dessus d'un sol grossier. Dans ce cas aussi, le taux d'infiltration est déterminé par la couche superficielle. L'eau au front d'imbibition est normalement sous pression négative, et cette pression doit être assez proche de zéro pour permettre l'entrée du front dans les pores relativement larges du sol grossier. Ceci explique l'observation, faite par Miller et Gardner (1962), que l'avancée du front d'imbibition s'arrête pour un temps (même si l'infiltration à la surface continue) jusqu'à ce que la pression à l'interface augmente suffisamment pour que l'eau puisse pénétrer le matériau grossier. Dans tous les cas, la couche drainante ne peut se saturer puisque le taux restreint de l'écoulement à travers la couche moins perméable de dessus ne peut soutenir l'écoulement à conductivité hydraulique à saturation de la couche de dessous.

Zaslavsky (1964) fournit une analyse théorique pour décrire la distribution de pressions dans un sol stratifié à deux couches (figure 1.6.12). La condition pour avoir une zone de pression négative est :

$$H_o < D_1 \left(\frac{K_2}{K_1} - 1 \right) \quad (1.6.34)$$

Les différents paramètres sont indiqués sur la figure (1.6.12).

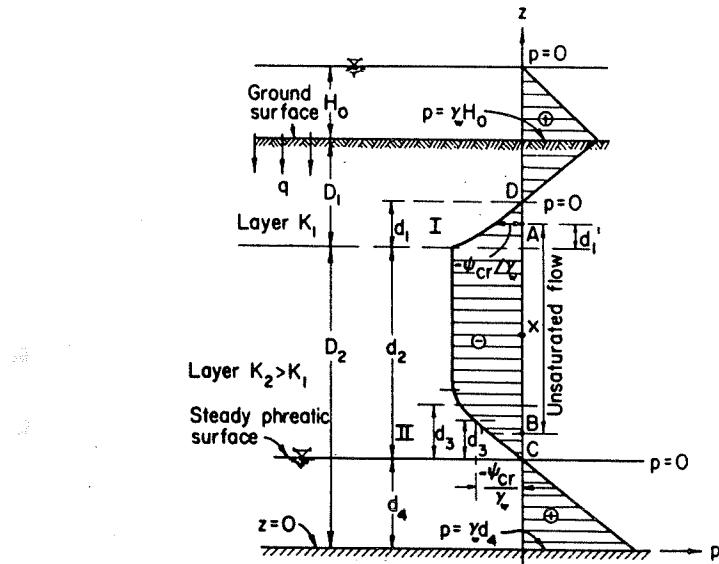


Figure 1.6.12. Diagramme des pressions pour un écoulement non-saturé à travers un sol bicouche
(d'après Zaslavsky, 1964; in Bear, 1972)

Comme nous avons un passage d'une pression positive, en haut de la couche superficielle, à une pression négative à l'interface entre les deux couches, une zone d'écoulement non saturé (avec une pression négative) va se développer dans la partie inférieure de la couche de dessus. La transition de l'écoulement saturé au non-saturé a lieu lorsque la succion à l'interface excède la plus petite valeur d'entrée d'air (AEV), ψ_{cr} , des matériaux en place. La condition (1.6.34) est modifiée en conséquence:

$$H_o < D_1 \left(\frac{K_2}{K_1} - 1 \right) - |\psi_{cr}| \left(\frac{K_2 D_1}{K_1 d_2} + 1 \right) \quad (1.6.35)$$

Sous cette condition menant à un écoulement non saturé, deux zones de transition

existent (figure 1.6.12): la zone I d'épaisseur d_1 et la zone II d'épaisseur d_2 . Dans la région d'écoulement non saturé, $K_1=K_1(\psi)$ et $K_2=K_2(\psi)$.

Le flux q_1 à travers la couche superficielle (de perméabilité K_1) est:

$$q_1 = K_1 \frac{H_o + |\Psi_{cr}| + D_1 - d_1}{D_1 - d'_1} \quad (1.6.36)$$

Lorsque, (a) la couche sous-jacente est suffisamment épaisse (d_2 très grand), (b) l'écoulement est permanent et le sol est mouillé par infiltration à partir de la surface, et (c) un point X existe quelque part dans la couche d'en bas où la teneur en eau (θ_w) est inférieure à la valeur à saturation (θ_s), alors il doit y avoir au moins un point le long de la colonne entre C et D où $d\psi/dz=0$ (Zaslavsky, 1964). Il a été montré, par la suite, que la pression constante doit commencer à l'interface pour s'étendre en profondeur vers la surface de la nappe phréatique. A partir de résultats d'expériences de laboratoire, Srinilta et al. (1969) soutiennent que la zone de pression constante n'existe probablement pas pour la plupart des sols. Leurs résultats montrent une décroissance continue de la pression avec l'élévation.

6.4.1. Concept de barrière capillaire

Les effets de barrière capillaire peuvent se produire à l'interface entre deux matériaux présentant des textures différentes (Rasmussen et Eriksson, 1986). Les propriétés hydrauliques contrôlant ce phénomène résident dans les relations succion-teneur en eau, $\psi(\theta_w)$, et conductivité hydraulique-teneur en eau, $K(\theta_w)$, dans les deux matériaux. La

figure (1.6.13) montre la relation $\psi(\theta_w)$ pour deux types de sol: sable fin à moyen et silt.

Les deux matériaux demeurent saturés jusqu'à une pression ψ_a , en progressant dans le sens négatif des pressions (à partir de la surface de la nappe). ψ_a est appelée "valeur d'entrée d'air" (ou AEV); c'est la pression nécessaire pour vaincre les forces capillaires qui peuvent être excercées par le plus grand pore du milieu (Nicholson et al., 1989).

Quand la pression devient de plus en plus négative, les petits pores sont drainés progressivement jusqu'à une teneur en eau résiduelle (θ_r) spécifique au matériau. La figure (1.6.13) indique que le sable grossier va demeurer saturé pour des succions de quelques centimètres seulement, alors que les matériaux à texture fine peuvent le rester pour des succions de quelques mètres. Cela signifie que les sols à granulométrie fine peuvent demeurer presque complètement saturés à des élévations de quelques mètres au-dessus de la surface de la nappe phréatique. Ainsi, en utilisant le concept de barrière capillaire, on peut maintenir un haut degré de saturation dans une couche de sol fin, même si celle-ci se trouve à plusieurs mètres au-dessus du niveau de la nappe.

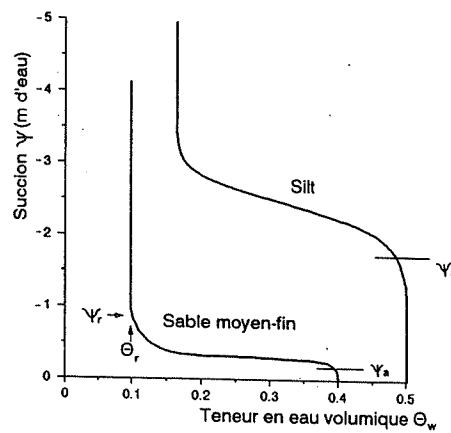


Figure 1.6.13. Courbes de rétention pour un sable et un silt (d'après Gillham, 1984)

Si un matériau à texture fine surmonte un matériau à texture plus grossière, et que les deux sont initialement secs, l'eau de percolation ne s'infiltre dans le matériau grossier que si la pression capillaire s'annule à la base du matériau fin (c'est-à dire lorsque celui-ci devient saturé ou presque). En principe, l'épaisseur (L) de la couche de sol fin qui va demeurer saturée peut être donnée par la relation suivante (Nicholson et al., 1989):

$$L \leq (\psi_r)_g - (\psi_a)_f \quad (1.6.37)$$

où $(\psi_r)_g$ est la succion correspondant à la teneur en eau résiduelle dans le matériau grossier, $(\psi_a)_f$ est l'AEV du matériau fin. Cette équation indique que l'épaisseur saturée L sera d'autant plus grande que les contrastes en texture entre les deux matériaux sont grands. Diverses formulations empiriques ont été développées pour exprimer mathématiquement la valeur de ψ_a . Certaines de ces formulations ne font intervenir que la granulométrie du matériau, usuellement exprimée en fonction du diamètre effectif d_{10} (e.g., Bowles, 1984; Nicholson et al., 1991; Yanful, 1991), alors que d'autres introduisent aussi les effets de la porosité n (e.g., Bear, 1972; Kovács, 1981):

- $\psi_a = 0,219 + 0,85 \log(d_{10}) \quad (Yanful, 1991a)$ (1.6.38)

d_{10} en mm et ψ_a en m

- $\psi_a = \frac{1,487}{d_{10}} \quad (Bowles, 1984)$ (1.6.39)

d_{10} et ψ_a en cm

$$\bullet \quad \Psi_a = \frac{0,45}{d_{10}} \frac{1-n}{n} \quad (\text{Polubarinova-Kochina, 1962}) \quad (1.6.40)$$

d₁₀ et Ψ_a en cm

$$\bullet \quad \Psi_a = 0,075 \frac{1-n}{n} \frac{\alpha}{D_h} \quad (\text{Kovács, 1981}) \quad (1.6.41)$$

D_h et Ψ_a en cm
D_h et α sont des paramètres physiques du sol

Les valeurs de Ψ_a calculées avec ces diverses formulations semblent concorder assez bien pour les matériaux grossiers (sables), mais elles divergent toutefois considérablement pour des matériaux fins (Aubertin et al., 1993). Ainsi, pour des résidus miniers dont le d_{10} serait de 6.10^{-4} cm et la porosité de 0,48, la valeur calculée de Ψ_a serait de l'ordre de 1,70 m d'après la relation (1.6.38), d'environ 8 m d'après la relation (1.6.40), de l'ordre de 11 m d'après celle proposée par Kovács (1981), et de plus de 20 m d'après la relation présentée par Bowles (1984). Ces prédictions contradictoires montrent bien que cet aspect requiert encore beaucoup de travail. Certaines relations ont également été proposées afin de déterminer empiriquement la valeur de Ψ_r (correspondant à la teneur en eau résiduelle); cette valeur serait souvent près de deux fois plus grande que celle de Ψ_a (Kovács, 1981).

Des simulations numériques faites par Akindunni et al. (1991) ont permis de confirmer l'équation (1.6.37). L'épaisseur choisie pour ces simulations est de 1 m pour la couche à granulométrie fine, et la surface libre de la nappe se trouve à 2,5 m en-dessous de l'interface entre les deux couches (figure 1.6.14). Les profils de pression approchent la condition d'équilibre quasi-statique dans les 14 premiers jours.

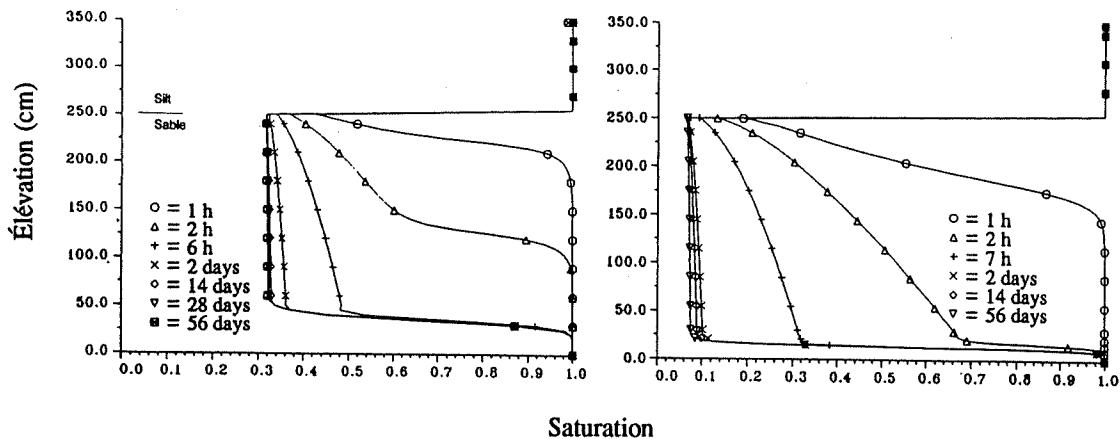


Figure 1.6.14. Variation de la saturation avec l'élévation à des temps donnés (Akindunni et al., 1991).

- (a) Silt au-dessus d'un sable moyen
- (b) Silt au-dessus d'un sable grossier

Dans le cas inverse où c'est le matériau grossier qui surmonte le matériau fin, la remontée de l'eau par capillarité à partir du matériau fin peut être limitée, voire même empêchée; on parle dans ce cas de barrière non-capillaire.

Les barrières capillaires constituent un moyen pour isoler les dépôts de déchets toxiques ou radioactifs afin d'éviter leur contact avec l'eau d'infiltration (Frind et al., 1976; Ross, 1990). L'efficacité d'une barrière capillaire dépend de l'épaisseur et du type de sol de la couche fine, de la pente de l'interface, du flux et du volume total d'eau s'infiltrant durant un événement orageux (Frind et al., 1976; Rasmussen et Eriksson, 1986).

6.4.2. Application à la conception d'une barrière de recouvrement

Une barrière de recouvrement doit avoir deux objectifs importants (Rasmuson et Eriksson, 1986): réduire le transport d'oxygène et l'infiltration de l'eau vers les résidus.

Comme on l'a déjà mentionné, la diffusion de l'oxygène dans l'eau est 10 000 fois environ plus faible que dans l'air. Ainsi, le système de recouvrement doit être conçu de façon à maintenir une haute teneur en eau dans une partie du système, même durant les périodes sèches. Ceci est possible en incluant dans la couverture une barrière capillaire. Cette possibilité a été examinée par Magnusson et Rasmuson (1983), et par Rasmuson et Eriksson (1986). Ces auteurs proposent de recouvrir les résidus successivement de bas en haut (figure 1.6.15), d'une couche à granulométrie grossière, d'une couche à granulométrie fine, d'une autre couche à granulométrie grossière et enfin d'une couche à texture fine. Ce système comprend des barrières capillaires formées aux interfaces entre les sols à texture grossière et les sols à texture fine. On évite ainsi l'assèchement de la couche intermédiaire à granulométrie fine par évapotranspiration (remontée capillaire) et par drainage. Hillel (1980) rapporte qu'une couche de surface en matériau grossier de 5 à 10 mm d'épaisseur est suffisante pour réduire l'évaporation. Un profil conceptuel de la teneur en eau de ce système de recouvrement est donné à la figure (1.6.16). Ce concept de couverture paraît offrir d'excellentes possibilités de réduction du transport d'oxygène et d'infiltration de l'eau vers les résidus (SRK, 1991). Cependant, aucune étude expérimentale n'a été menée jusqu'à maintenant pour examiner la performance effective de ce système de couverture.

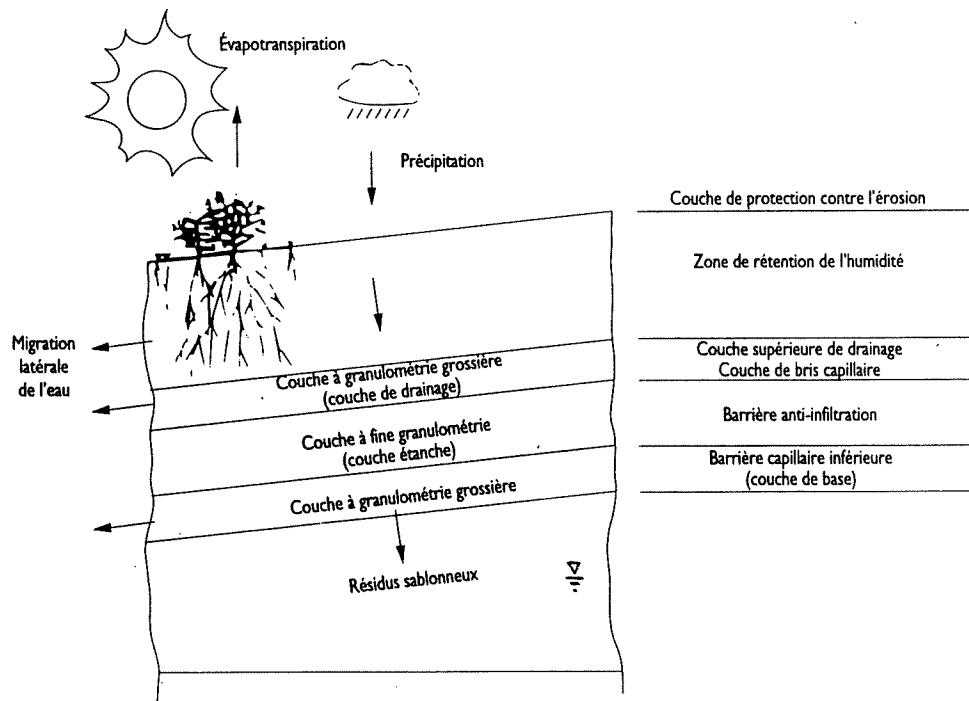


Figure 1.6.15. Concept de couverture de sol pour des résidus réactifs (Rasmussen et Eriksson, 1987)

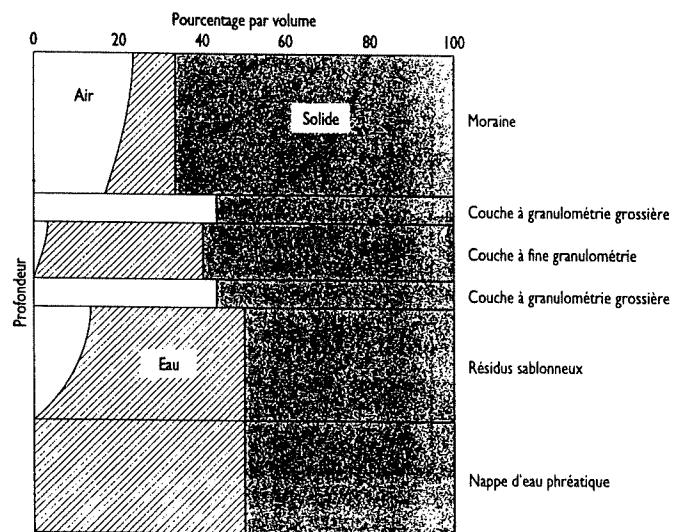


Figure 1.6.16. Diagramme de distribution de l'eau à travers la couverture de sol et le dépôt de résidus (Rasmussen et Eriksson, 1987)

7. TRANSPORT D'OXYGÈNE DANS LES RÉSIDUS ET LES SOLS

Comme nous l'avons vu au chapitre 3, l'oxygène est nécessaire à l'oxydation des minéraux sulfurés présents dans les résidus miniers. Le transport de l'oxygène dans les résidus et les sols se fait par diffusion moléculaire et/ou par convection à travers les pores. Dans ce chapitre, nous allons nous intéresser au transport de l'oxygène à travers les matériaux géologiques de recouvrement et les résidus miniers.

7.1. Transport par diffusion

Dans les matériaux à granulométrie fine, tels les résidus miniers ou barrières capillaires, le transport de l'oxygène se fait principalement par diffusion moléculaire (Collin, 1987; Rowe et al., 1988; Nicholson et al., 1989; Shackelford, 1991). La diffusion de l'oxygène a lieu aussi bien dans la phase gazeuse que dans la phase aqueuse occupant les espaces interstitiels dans les résidus et les sols.

Le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau (D_w) est d'environ 10^4 fois plus faible que dans l'air ($D_w = 2,5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ à 22°C). De plus, la concentration d'oxygène dans l'air est environ 30 fois supérieure à celle dans l'eau. Par conséquent, en l'absence d'un transport convectif, le flux d'oxygène à travers l'eau interstitielle est suffisamment faible pour ne pas être considéré comme une source importante relativement à la génération d'acide.

La diffusion d'oxygène à travers les pores partiellement remplis d'air représente donc le mécanisme de transport dominant (Kimball et Lemon, 1971). Elle s'effectue sous

l'effet des gradients de concentration qui s'établissent entre l'atmosphère et les pores du milieu. En supposant la phase air immobile, le flux d'oxygène résultant, par unité de surface de milieu poreux, est donné par la première loi de Fick (Bear, 1972; Shackelford, 1991) :

$$F(t) = - \theta_a D \frac{\partial C(t)}{\partial z} \quad (1.7.1)$$

avec $F(t)$: flux diffusif d'oxygène, $[ML^{-2}T^{-1}]$

D : coefficient de diffusion effectif, $[L^2T^{-1}]$

$C(t)$: concentration d'oxygène dans la phase gazeuse au temps t , $[ML^{-3}]$

z : profondeur, $[L]$

t : temps, $[T]$

θ_a : "teneur volumique en air" du milieu poreux (V_{air}/V_{total}), $[L^3L^{-3}]$.

θ_a est relié au degré de saturation S_w par l'équation suivante :

$$\theta_a = n (1-S_w) \quad (1.7.2)$$

Le flux d'oxygène est le paramètre critique lorsqu'on compare les taux de production d'acide. Il est contrôlé par le coefficient de diffusion effectif D . Ainsi, une réduction de D entraînera une réduction du flux d'oxygène. La performance d'une barrière de recouvrement sera fortement liée à cet aspect.

Le coefficient de diffusion effectif D peut être défini à partir de la relation suivante (Freeze et Cherry, 1979; Johnson et al., 1989) :

$$D = D_a \tau \quad (1.7.3)$$

où D_a est le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air libre, et τ un paramètre empirique qui est introduit pour tenir compte des obstructions au mouvement de l'oxygène causées par la présence de solides et de liquides. τ est appelé facteur de tortuosité. Il est généralement défini par la relation de Carman (Bear, 1972) :

$$\tau = (L/L_e)^2 \quad (1.7.4a)$$

où L est la longueur de la ligne droite joignant deux points définissant le tube d'écoulement de longueur L_e . $\tau < 1$ en milieu poreux. Il peut être déterminé empiriquement ou calculé à partir de relations théoriques. Dans leur revue bibliographique, Shackelford et Daniel (1991) rapportent des valeurs de τ entre 0,01 et 0,84 pour des sols saturés et entre 0,025 et 0,57 pour des sols partiellement saturés, incluant les mélanges sable-bentonite. Ces résultats dépendent évidemment des méthodes d'essais et d'interprétations, ainsi que de la préparation et du conditionnement du sol testé. Pour un milieu granulaire saturé, divers auteurs (Pfannkuch, 1963; Perkins et Johnston, 1963; Bear, 1972; Gillham et al., 1984) ont trouvé, à partir de plusieurs expériences de laboratoire, que la valeur 0,67 est une bonne évaluation du facteur de tortuosité. Cependant, Rowe (1987) rapporte des valeurs de τ autour de 0,35 à partir de mesures en laboratoire et *in situ* sur un till argileux. Quigley et al. (1987) considèrent que la "tortuosité" n'est pas une constante du sol, mais peut varier avec l'espèce diffusant à travers le milieu. Yong et al. (1992) citent τ comme un paramètre physico-chimique qui dépend aussi de l'activité des surfaces de particules constituant le milieu poreux. Wagenet (1983) propose la relation suivante :

$$\tau = \theta_a (L/L_e)^2 \omega \chi \quad (1.7.4b)$$

où χ et ω sont des coefficients tenant compte des effets de l'exclusion anionique et de la viscosité de l'eau, respectivement.

L'expression théorique la plus couramment utilisée pour estimer τ est celle de Millington (1959) :

$$\tau = \frac{\theta_a^{10/3}}{n^2} \quad (1.7.5)$$

où θ_a est la "teneur volumique en gaz" dans le milieu poreux ($\theta_a = V_{\text{gaz}}/V_{\text{total}}$) et n la porosité totale. Pour un matériau sec, la relation (1.7.5) se réduit à $\tau = \theta_a^{4/3}$. Plusieurs autres relations de puissance de θ_a ont été proposées pour divers types de matériaux (e.g., Marshall, 1959; Currie, 1960; Troeh et al., 1982; Reible et Shair, 1982). Ces considérations diversifiées concernant le facteur de tortuosité montrent bien que cet aspect requiert encore beaucoup de travail de recherche. La figure (1.7.1) montre les variations de τ en fonction de la teneur en air (à partir de l'équation 1.7.5), pour différentes valeurs du degré de saturation. La diffusion d'oxygène est significativement réduite pour de hautes teneurs en eau (faibles valeurs de θ_a).

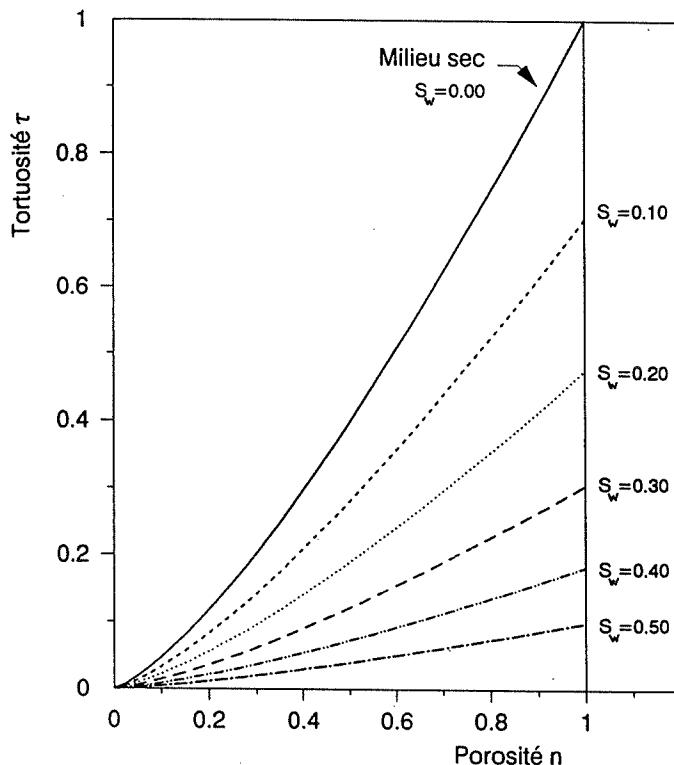


Figure 1.7.1. Variations du facteur de tortuosité en fonction de la porosité, pour différents degrés de saturations (éq.1.7.5).

La diffusion de l'oxygène à travers un milieu poreux inerte (matériau de recouvrement, par exemple), partiellement saturé, peut être décrite par la seconde loi de Fick :

$$\frac{\partial(\theta_a C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} (\theta_a D \frac{\partial C}{\partial z}) \quad (1.7.6)$$

Cette approche suppose que toute la phase gazeuse dans le matériau participe au processus de diffusion, la matrice solide étant considérée comme une frontière géométrique à la diffusion. En supposant une distribution uniforme des pores remplis de gaz et en négligeant les phénomènes de drainage, l'équation (1.7.6) se simplifie :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (1.7.7)$$

En diffusant à travers les résidus réactifs, l'oxygène sera consommé par les minéraux sulfurés. 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 l'équation suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - k_r C \quad (1.7.8)$$

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 (contribution bactérienne à l'oxydation et coefficients de diffusion modérés), le régime permanent est atteint après un temps relativement court (moins de 10 jours, selon SRK et al. (1987)). 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 $C(0) = C_o$ et $C(\infty) = 0$:

$$C = C_o \exp(-z\sqrt{k_r/D}) \quad (1.7.9)$$

où C_o est la concentration de l'oxygène à la surface du sol.

La figure (1.7.2) montre un profil d'oxygène calculé à partir de cette solution, pour des résidus de Waite Amulet qui sont riches en sulfures (Yanful, 1990a). La valeur de la constante cinétique k_r , de 300 a^{-1} , utilisée dans ce calcul correspond à un taux d'oxydation

microbienne de la pyrite moyen à élevé (Collin, 1987; Nicholson et al., 1989; Yanful, 1990a). Le profil des concentrations d'oxygène indique l'extension de la zone d'oxydation active. Pour la plupart des dépôts de résidus, la concentration d'oxygène devient nulle à environ 1 m de profondeur (Collin, 1987). Pour le cas des résidus de Waite Amulet, la zone active s'étend jusqu'à 60 à 70 cm environ (Yanful, 1990a).

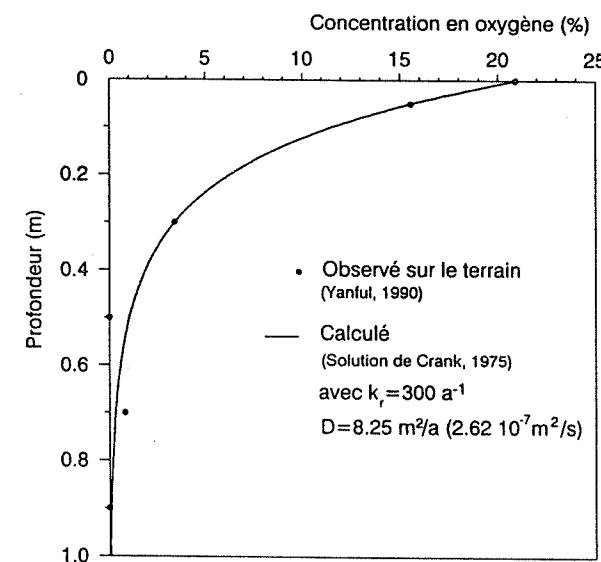


Figure 1.7.2. Profils d'oxygène gazeux observé et calculé au parc à résidus de Waite Amulet.

7.2. Transport par convection

Le transport de l'oxygène par convection peut résulter de l'infiltration d'eau contenant de l'oxygène dissous, de l'écoulement turbulent causé par l'action du vent, des variations barométriques ou des gradients de température. Le mouvement convectif peut transporter l'oxygène gazeux à de grandes profondeurs dans un dépôt de résidus.

7.2.1. Effets barométriques

Les variations de pression atmosphérique peuvent causer le transport de quantités considérables d'oxygène dans la zone superficielle des résidus (Collin, 1987). Le transport convectif d'un gaz dans un milieu poreux peut se représenter par une expression similaire à la loi de Darcy pour l'écoulement d'eau :

$$q = - \frac{k_g}{\mu_g} \frac{dp}{dz} \quad (1.7.10)$$

avec q : débit spécifique, $[LT^{-1}]$

k_g : perméabilité effective du milieu au gaz, $[L^2]$

μ_g : viscosité dynamique du gaz, $[ML^{-1}T^{-1}]$

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

La viscosité de l'air est d'environ $1,6 \cdot 10^{-5}$ Pa.s à $20^\circ C$ (Streeter et Wylie, 1981).

L'oxygène gazeux aura des viscosités similaires à celles de l'air (Yanful, 1990b).

La perméabilité k_g est fonction de la structure du milieu poreux, plus précisément de sa perméabilité k à saturation complète par une phase, et de son degré de saturation. Corey (1954) trouve que pour un milieu poreux consolidé, k_g peut être approché par la relation suivante :

$$k_g = k (1-S_e)^2 (1-S_e^2) \quad (1.7.11)$$

avec $k = K_s \mu_w / (\rho_w g)$

K_s : conductivité hydraulique à saturation, $[LT^{-1}]$

μ_w : viscosité dynamique de l'eau, [ML⁻¹T⁻¹]

ρ_w : masse volumique de l'eau, [ML⁻³]

g : accélération gravitationnelle, [LT⁻²]

S_e est le degré de saturation effectif (ou réduit). Il est donné par l'expression suivante :

$$S_e = \frac{(S - S_o)}{(1 - S_o)} \quad (1.7.12)$$

où S_o est le degré de saturation irréductible.

Les équations (1.7.10) et (1.7.11) montrent que l'introduction d'une couche à faible conductivité hydraulique et à haute teneur en eau dans le système de recouvrement offrira une bonne résistance au flux d'air vers les résidus.

En supposant un rétablissement rapide de l'équilibre des pressions dans le dépôt de résidus, le flux d'air à travers les résidus dépend de l'augmentation de la pression atmosphérique et du volume de gaz interstitiel. Par exemple, pour un dépôt de résidus sableux de porosité 0,50, de degré de saturation 0,70 et de profondeur 1 m, une augmentation de 4 kPa dans la pression atmosphérique amènera $5,4 \cdot 10^{-2}$ moles O₂/m² à l'intérieur du dépôt (Collin, 1987). Considérant une pareille augmentation de pression chaque jour tout en négligeant les effets d'une baisse de pression, 19,5 moles O₂/m²/an seront transportées à l'intérieur des résidus. Cette quantité d'oxygène est susceptible d'oxyder 670 g de pyrite/m²/an.

L'écoulement turbulent d'air dû à l'action du vent peut aussi contribuer de manière importante à la pénétration d'oxygène gazeux dans les dépôts de résidus (Morin et al.,

1990). Il est concevable que l'effet du vent augmente avec la granulométrie et la présence de fissures.

7.2.2. Effets thermiques

L'oxydation de la pyrite en acide sulfurique et en sulfate ferreux est une réaction exothermique produisant 1440 kJ/mole de FeS₂ (Bennett et al., 1989). La chaleur produite peut éléver la température jusqu'à 60 °C dans les zones d'oxydation. La différence de température résultante générera des mouvements de convection de gaz entre les résidus et l'air ambiant. La pénétration d'oxygène contribuera à l'oxydation par les bactéries dont l'activité optimale a lieu entre 30 et 35 °C.

Morin et al. (1990) considèrent que la convection thermique est le mécanisme dominant dans le transport convectif de l'oxygène vers les résidus, alors que Collin (1987) trouve qu'elle est négligeable comparée aux flux d'air causés par des variations de pression atmosphérique.

7.2.3. Transport avec l'eau de percolation

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

$$F_i = q \ C_w \quad (1.7.13)$$

avec $q = K.i$: taux d'infiltration à travers les résidus ou la couverture, [LT⁻¹]

K : conductivité hydraulique, $[LT^{-1}]$

i : gradient hydraulique

C_w : concentration en oxygène dissous dans l'eau d'infiltration, $[ML^{-3}]$

La conductivité hydraulique du dépôt des résidus ou de la couverture est un facteur très important dans le transport par convection. La solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue quand la température augmente, mais augmente avec la pression. La figure (1.7.3) montre la relation entre la température et la concentration d'oxygène dissous dans l'eau en équilibre avec l'air sous une pression totale de 1 atmosphère. La concentration en oxygène dissous à 10 °C est d'environ 11 mg/l ou 0,34 moles/m³. En supposant un taux d'infiltration de 400 mm/an, la quantité d'oxygène transportée avec l'eau de percolation est inférieure à 0,14 mole O₂/m²/an. Cette quantité oxydera 5 g de pyrite/m²/an.

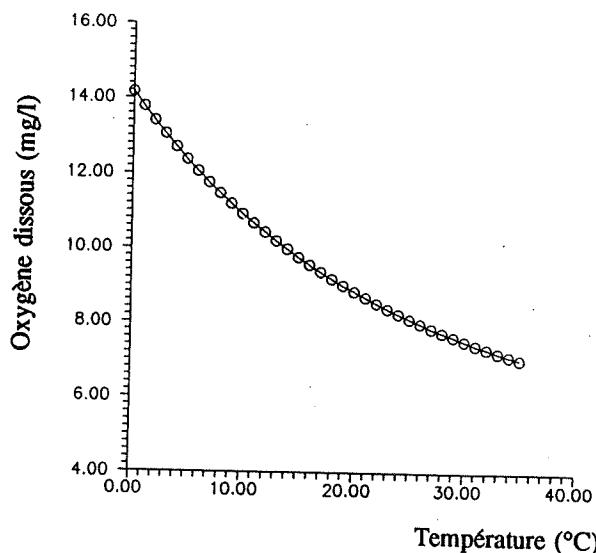


Figure 1.7.3. Variation de la solubilité de l'oxygène avec la température (Yanful, 1990b)

Pour les amas de roches stériles, le transport d'oxygène par convection peut être plus important que par diffusion, contrairement aux résidus à granulométrie fine. Le transport d'oxygène avec l'eau de percolation peut influer sur le taux d'oxydation dans les résidus avec couverture à haute saturation, alors que celle-ci est efficace pour limiter le transport d'oxygène par diffusion (Collin, 1987).

7.3. Méthodes d'estimation du coefficient de diffusion effectif

La valeur du coefficient de diffusion d'oxygène en milieu poreux est déterminante dans l'évaluation du flux d'oxygène à travers le système de recouvrement ou les résidus. Les données expérimentales de divers auteurs montrent que ce coefficient dépend fortement du degré de saturation du matériau. Il diminue quand la teneur en eau augmente, et atteint sa valeur minimale à saturation complète. La diffusion d'oxygène dans un matériau de recouvrement constitue un paramètre important dans la conception d'une couverture efficace.

Dans ce paragraphe, nous citerons quelques expériences de diffusion d'oxygène et nous donnerons des exemples de comparaison avec certaines méthodes d'estimation.

7.3.1. Modèles physiques

Les expériences de diffusion de laboratoire sont généralement menées sur des matériaux confinés dans un tube cylindrique, entre une source d'oxygène et un orifice d'échantillonnage. Les dimensions de la colonne de milieu poreux sont choisies assez petites (typiquement de diamètre 10 cm et de hauteur 5 cm). La figure (1.7.4) montre un

diagramme schématique du modèle expérimental.

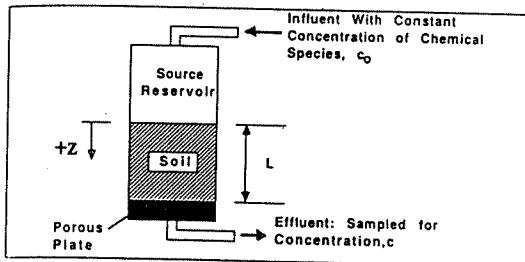


Figure 1.7.4. Essai en colonne avec une concentration source constante (Shackelford, 1991).

Les mesures du coefficient de diffusion effectif d'oxygène à travers l'échantillon peuvent se faire en régime permanent ou en régime transitoire.

a) Régime permanent

En appliquant une concentration en oxygène dans le réservoir source plus grande que dans le réservoir de collecte (figure 1.7.4), un gradient de concentration s'établit à travers l'échantillon et l'équation (1.7.1) peut être utilisée pour déterminer D une fois que les conditions du régime permanent sont atteintes :

$$D = F \frac{\Delta z}{\theta_a \Delta C} = \frac{\Delta m}{A \Delta t} \frac{L}{\theta_a \Delta C} = \frac{\Delta m}{\Delta t} \frac{L}{\theta_a A \Delta C} \quad (1.7.14)$$

avec Δm : variation dans la masse d'oxygène dans l'intervalle de temps Δt ;

L et A : longueur et section de l'échantillon, respectivement;

ΔC : différence de concentration entre les deux réservoirs.

Il est souhaitable d'échantillonner dans les deux réservoirs, à l'entrée et à la sortie du milieu poreux testé, de telle façon à s'assurer que les conditions de régime permanent sont bien atteintes :

$$-\frac{\Delta m_1}{\Delta t} = \frac{\Delta m_2}{\Delta t} = \frac{\Delta m}{\Delta t} \quad (1.7.15)$$

où Δm_1 et Δm_2 représentent les variations dans les masses d'oxygène dans les réservoirs source et de collecte, respectivement.

L'avantage de la détermination de D en régime permanent est que cette méthode peut être utilisée même pour un sol réactif (résidus sulfureux, par exemple) sans avoir à connaître la valeur de la constante de réaction k_r , puisque celle-ci n'apparaît pas dans la première loi de Fick (équation 1.7.1).

L'inconvénient de cette méthode est que le réservoir source doit être continuellement réalimenté en masse d'oxygène tout en prélevant dans le réservoir de collecte afin de maintenir un gradient de concentration constant. En plus, le temps nécessaire pour établir les conditions de régime permanent peut être excessif, plus particulièrement pour des échantillons épais (Shackelford, 1991) ou pour des teneurs en eau élevées.

b) Régime transitoire

- **Méthode à concentration source constante**

Les techniques de détermination de D en régime transitoire se fondent sur la comparaison des données expérimentales avec les solutions de la seconde loi de Fick

(équation 1.7.7 ou 1.7.8) sous des conditions initiales et aux limites appropriées. La solution analytique de l'équation (1.7.7) est donnée par Crank (1975) :

$$F(t) = -\theta_a D \left(\frac{\partial C}{\partial z} \right)_{z=L} = 2 C_o \theta_a \sqrt{\frac{D}{\pi t}} \sum_{m=0}^{\infty} \exp\left[-\frac{(2m+1)^2 L^2}{4 D t}\right] \quad (1.7.16)$$

avec : $C(z \geq 0, t=0)=0$ (1.7.17)

$$C(z \leq 0, t \geq 0)=C_o \quad (1.7.18)$$

(i.e, concentration constante à l'entrée de l'échantillon)

$$C(z \geq L, t \geq 0)=0 \quad (1.7.19)$$

La condition (1.7.19) représente un prélèvement continual d'oxygène, ce qui suppose une consommation rapide de l'oxygène dès qu'il atteint la base de l'échantillon. En d'autres termes, cette condition simule le cas de diffusion d'oxygène à travers un matériau de recouvrement au-dessus de résidus sulfureux.

L'essai en colonne correspondant à la solution (1.7.16) peut être schématisé par la figure (1.7.4).

• Méthode à concentration source décroissante

Le concept de cette méthode est illustré dans la figure (1.7.5). L'essai consiste à injecter, à $t=0$, une concentration donnée C_o d'oxygène dans le réservoir source et à suivre son évolution dans le temps. En diffusant à travers le sol, la concentration d'oxygène va décroître avec le temps dans le réservoir source et éventuellement augmenter avec le

temps dans le réservoir de collecte à la sortie de l'échantillon (figure 1.7.5(b)). Les courbes de diffusion $C(t)$ tirées des mesures peuvent être comparées aux courbes théoriques afin de déterminer les coefficients de diffusion effectifs D .

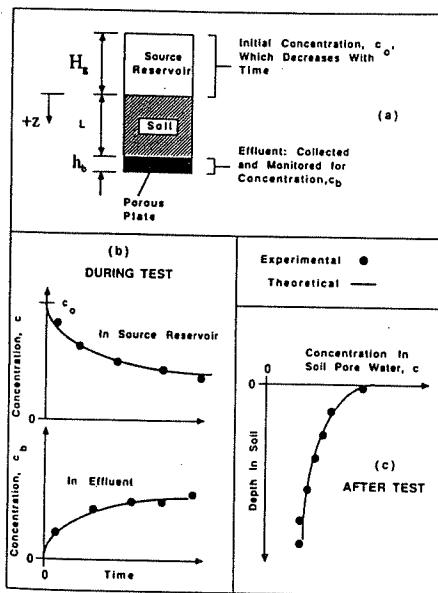


Figure 1.7.5. Essai en colonne avec une concentration source décroissante (Shackelford, 1991)

Rowe et Booker (1990) ont développé un programme, nommé POLLUTE, qui permet de déterminer la valeur de D à partir d'une solution semi-analytique de l'équation (1.7.8). La variation de la concentration dans le réservoir source avec le temps est donnée par la relation suivante:

$$C(t_i) = C_o - \frac{1}{H_g} \int_0^{t_i} F_s(t) dt \quad (1.7.20)$$

où H_g est la hauteur de la colonne de gaz au-dessus de l'échantillon. Le flux massique

$F_s(t)$ à travers la surface du sol est donné par la loi de Fick (équation 1.7.1).

Dans le cas où l'oxygène diffusant à travers le sol s'accumule à la base de la colonne dans le disque poreux, la concentration à la base en fonction du temps est donnée par :

$$C_b(t_i) = \int_0^{t_i} \frac{F_b(t)}{\theta_b h_b} dt \quad (1.7.21)$$

avec $F_b(t)$: flux à travers le disque poreux à la base de l'échantillon

h_b : épaisseur du disque poreux

θ_b : "teneur volumique en air" dans le disque poreux (V_{air}/V_{total})

$$\theta_b = n_b (1 - S_w) \quad (1.7.22)$$

où n_b est la porosité du disque poreux et S_w son degré de saturation.

Si au lieu du disque poreux, on a un réservoir de hauteur H_b (figure 1.7.6a), la concentration d'oxygène s'accumulant dans le réservoir en fonction du temps est donnée par :

$$C_b(t_i) = C_b(0) + \frac{1}{H_b} \int_0^{t_i} F_b(t) dt \quad (1.7.23)$$

où $C_b(0)$ est la concentration initiale dans le réservoir de collecte ($C_b(0)$ peut être choisie nulle au début de l'expérience) et $F_b(t)$ est le flux d'oxygène dans le réservoir à travers la base de l'échantillon.

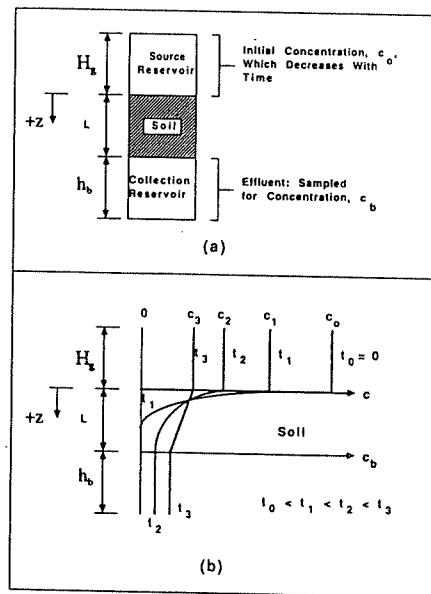


Figure 1.7.6. Méthode du réservoir double
 (a) Schéma de l'essai, (b) Profils de concentration
 (Shackelford, 1991)

L'avantage des essais en colonne est qu'ils permettent une étude quantitative et une information suffisante sur les différents paramètres du transport d'une espèce chimique à travers un milieu poreux donné. Cependant, il est souvent difficile de bien respecter les conditions aux limites imposées par le modèle théorique ou numérique utilisé pour l'interprétation des résultats. Les valeurs déterminées par calage pourront être ainsi erronées.

Les expériences de diffusion nécessitent des durées assez longues. Ceci pourrait poser des difficultés quant à la constance du degré de saturation et à l'uniformité dans la répartition de la phase gazeuse dans le milieu, durant l'expérience. Un écoulement d'eau gravitaire peut avoir lieu pendant l'essai de diffusion à travers des milieux partiellement

saturés, particulièrement à hautes saturations (Reardon et Moddle, 1985). Ce problème peut être résolu en opérant sur de petits échantillons, mais leur représentativité concernant les applications sur le terrain peut être remise en cause.

Plusieurs auteurs ont mené des expériences de laboratoire pour déterminer les coefficients de diffusion d'oxygène dans les sols. Ces expériences consistaient généralement à mesurer le profil de concentration, en fonction du temps ou de la profondeur, et à le comparer au profil théorique en fonction de certaines propriétés du matériau telles que teneur en eau et porosité.

Nous ne présentons ici que les modèles qui nous semblent les plus pertinents en regard des objectifs de notre étude. Cette revue n'est donc pas exhaustive, et d'autres informations sur les essais en colonne peuvent être obtenues dans la littérature, notamment dans les publications suivantes : Van Genuchten (1978), Crooks et Quigley (1984), Silver (1986), Patterson (1987), Aachib et *al.* (1988), Rowe et *al.* (1988), Bues et *al.* (1989), Ritcey (1989), SRK (1991), Pyrih et Rouse (1989), Konasewich et *al.* (1990), Denholm et Hallam (1991).

Par exemple, Lemon et Erickson (1952) ont utilisé une électrode en platine pour mesurer le taux de diffusion d'oxygène dans les sols en serre. La méthode implique une corrélation entre le courant produit par la réduction d'oxygène à la surface de la platine et le flux d'oxygène correspondant selon la loi de Fick.

L'appareillage expérimental de Papendick et Runkles (1965) consistait en une colonne d'aluminium d'un diamètre de 7,6 cm pour les sols, et une colonne en plexiglass de diamètre 6,4 cm pour les autres matériaux (laine, par exemple). Les colonnes ont été

équipées sur toutes leurs longueurs avec des électrodes Beckman pour mesurer les concentrations d'oxygène gazeux en pourcentage de volume. Les coefficients de diffusion ont été ensuite déterminés par calage de courbes théoriques avec les données expérimentales.

Lai et al. (1976) ont proposé une méthode "non-perturbatrice" pour déterminer le coefficient de diffusion d'oxygène dans les sols en utilisant la théorie de la diffusion radiale d'une quantité donnée de gaz dans un milieu poreux semi-infini. Cette méthode implique un suivi dans le temps des variations de concentrations de l'oxygène gazeux injecté dans la masse de sol à l'aide d'une seringue. La méthode a été vérifiée avec trois sols du Michigan en laboratoire et *in situ*. Les écarts observés entre les valeurs des coefficients de diffusion en laboratoire et *in situ* ont été attribués par ces auteurs aux hétérogénéités et à la présence de graviers et de racines de plantes dans le terrain, ce qui a tendance à entraver la diffusion du gaz.

Reardon et Moddle (1985) ont pour leur part utilisé une technique conductimétrique pour déterminer le coefficient de diffusion d'oxygène dans des échantillons de résidus d'uranium en utilisant le gaz carbonique comme traceur. Le principe de cette méthode est le suivant (figure 1.7.7) : l'échantillon, d'une certaine teneur en eau, est mis en place dans un cylindre en pyrex. Une chambre à gaz est reliée à une extrémité de ce cylindre et un mélange CO₂/N₂ est circulé à travers ce réservoir pour maintenir une pression partielle de CO₂ constante. L'autre extrémité est connectée à un récipient contenant une solution de NaOH. La colonne de diffusion est ensuite immergée dans un bain à température constante de 25 °C. Comme le dioxyde de carbone diffuse à

travers le milieu poreux inerte et dans la solution NaOH, la conductance électrique de celle-ci décroît à cause de la diminution des ions OH⁻ hautement conducteurs en faveur de HCO₃⁻ et CO₃²⁻ moins conducteurs. L'expérience est menée sous les conditions de régime permanent. La quantité de CO₂ consommée est fonction de la baisse de la conductance électrique de la solution NaOH. Le flux diffusif de CO₂ à travers le matériau peut ainsi être déterminé. Le coefficient de diffusion d'oxygène D est ensuite calculé à partir de la relation :

$$D = D_a (D'/D'_a) \quad (1.7.24)$$

où D_a = coefficient de diffusion d'oxygène dans l'air

D' = coefficient de diffusion effectif du gaz carbonique

D'_a = coefficient de diffusion du gaz carbonique dans l'air.

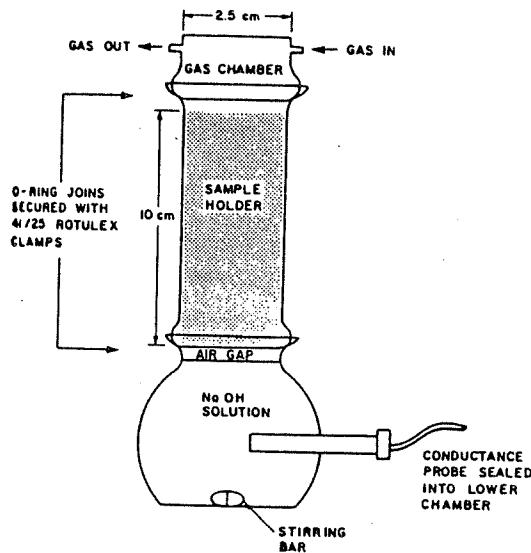


Figure 1.7.7. Illustration schématique de la cellule de diffusion utilisée par Reardon et Moddle (1985)

L'inconvénient de cette méthode est qu'elle ne convient pas aux milieux à hauts degrés de saturation.

Yanful (1993) a utilisé une colonne en PVC transparent, d'un diamètre intérieur de 10 cm et d'une hauteur de 20 cm. Le sol est mélangé avec de l'eau à la teneur en eau désirée et compacté directement à l'intérieur de la colonne jusqu'à avoir la densité voulue. La colonne de sol est purgée avec de l'azote au début de chaque essai. Une masse donnée d'oxygène, initialement égale à la valeur atmosphérique, est autorisée à diffuser dans une couche de sol de 8 cm d'épaisseur. La source d'oxygène ainsi que la sortie de l'échantillon sont continuellement contrôlées par des détecteurs reliés à des analyseurs d'oxygène. L'expérience est conduite jusqu'à atteindre le régime permanent. L'interprétation des courbes de diffusion est faite à l'aide du programme POLLUTE (Rowe et Booker, 1990) en utilisant les conditions aux limites (1.7.20) et (1.7.21). Un exemple de courbes obtenues est donné à la figure (1.7.8). Les valeurs des coefficients de diffusion effectifs d'oxygène déterminées par cette méthode sont présentées à la figure (1.7.9). Les résultats indiquent généralement une grande diminution dans la diffusion d'oxygène pour des saturations élevées $S_w=85$ à 95%. Le coefficient de diffusion effectif obtenu à ces saturations, pour du till de "Heath Steele", est d'environ $8 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$, ce qui est plus élevé que celui obtenu par d'autres auteurs. Par exemple, les expériences menées par Fluhler (1973), rapportées par Collin (1987), donnent une valeur moyenne de $4 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ à de telles saturations pour un sable fin. Reardon et Moddle (1985) ont trouvé une valeur moyenne de $10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ pour des résidus d'uranium saturés à 80% seulement. Ces dernières valeurs, contrairement à celles obtenues par Yanful (1993), sont conformes au

modèle théorique développé par Millington et Shearer (1971), modifié par Collin (1987), que nous présenterons au paragraphe 7.3.2 de ce chapitre.

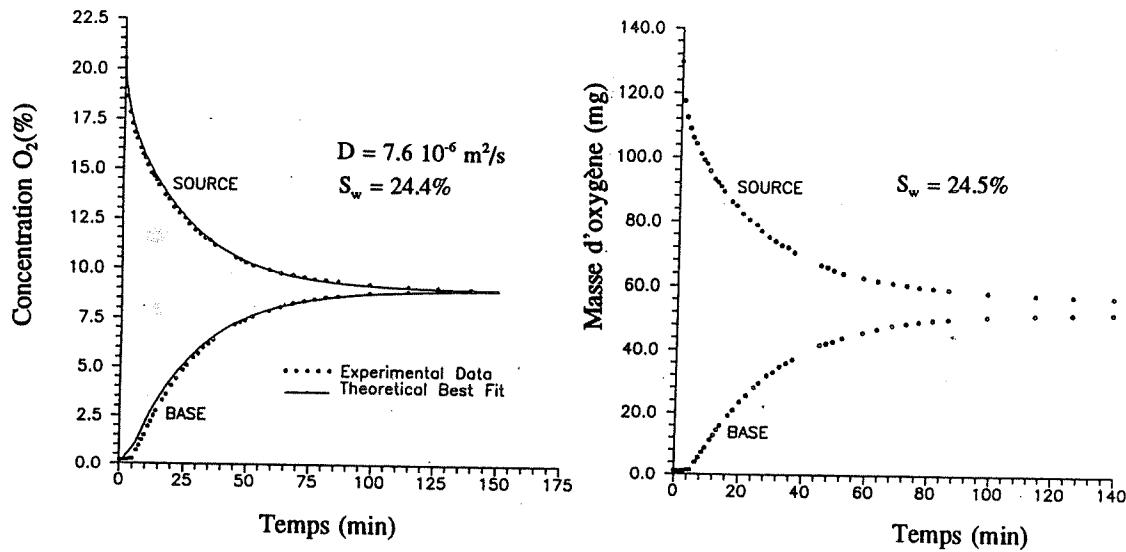


Figure 1.7.8. Variations des concentrations et des masses d'oxygène à la source et à la base de la cellule de diffusion avec le temps (Yanful, 1993)

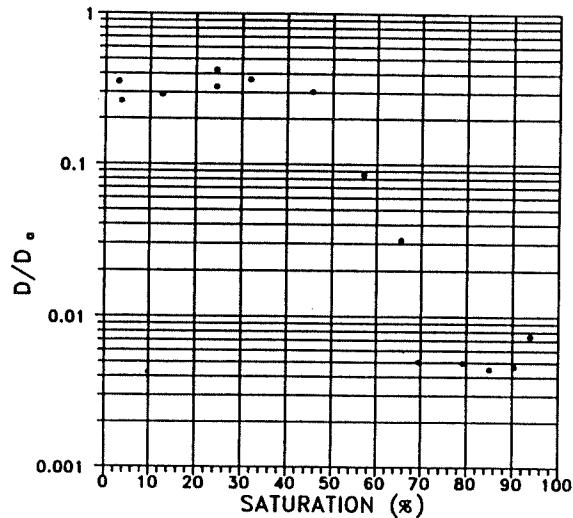


Figure 1.7.9. Variation du coefficient de diffusion avec la saturation pour le till de "Heath Steele" (Yanful, 1993)

A cause de la tortuosité du sol, le coefficient de diffusion effectif D peut être approché, pour des degrés de saturation élevés, par une relation similaire à l'équation (1.7.2):

$$D = D_w \tau \quad (1.7.25)$$

où D_w est le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau. Comme $\tau < 1$, il nous paraît donc logique et conforme à la physique du phénomène que D soit plus faible dans un milieu poreux saturé que dans l'eau. Pour $\tau=0,35$ (pour un till argileux, d'après Rowe (1987)), $D_w=2,5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$, la relation (1.7.25) donne $D=8,8 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$. Il faut aussi noter que si un cheminement préférentiel est créé à travers l'échantillon ou entre l'échantillon et la paroi du tube, le flux total mesuré durant l'expérience sera fortement affecté par la diffusion à travers le cheminement, spécialement aux hautes teneurs en eau (*cf* figure (1.7.13) de la page 114).

7.3.2. Relations empiriques et semi-empiriques

La plupart des corrélations expriment le coefficient de diffusion effectif sous la forme suivante :

$$\frac{D}{D_a} = Q \quad (1.7.26)$$

où D_a est le coefficient de diffusion d'oxygène dans l'air libre, et Q est un facteur de diffusivité relative dépendant de la porosité n , du degré de saturation S_w , du facteur de tortuosité τ et d'un paramètre δ tenant compte de la variation de la section d'un pore

(Van Brakel et Heertjes, 1974; Collin, 1987).

Van Brakel et Heertjes (1974) expriment Q comme une fonction linéaire de la teneur en air θ_a dans le milieu :

$$\frac{D}{D_a} = \frac{\delta}{\tau^2} \theta_a \quad (1.7.28)$$

avec θ_a donné par l'équation (1.7.2).

D'après leurs expériences, Van Brakel et Heertjes (1974) concluent que le rapport δ/τ^2 varie entre 0,5 et 1,0 pour un milieu homogène et isotrope avec un espace poreux continu.

Une autre relation empirique est donnée par Troeh et al. (1982) :

$$\frac{D}{D_a} = [(\theta_a - u)/(1 - u)]^v \quad (1.7.29)$$

où u et v sont des paramètres expérimentaux. Reardon et Moddle (1985) ont trouvé des valeurs de 0,05 et 1,7 pour u et v , respectivement, pour un échantillon de résidus d'uranium de Elliot Lake (figure 1.7.10).

Les résultats de ces expériences montrent que l'on peut obtenir de très faibles coefficients de diffusion effectifs D dans des sols à hautes teneurs en eau : D est divisé par 1000 environ lorsque θ_a décroît de 0,40 à 0,06.

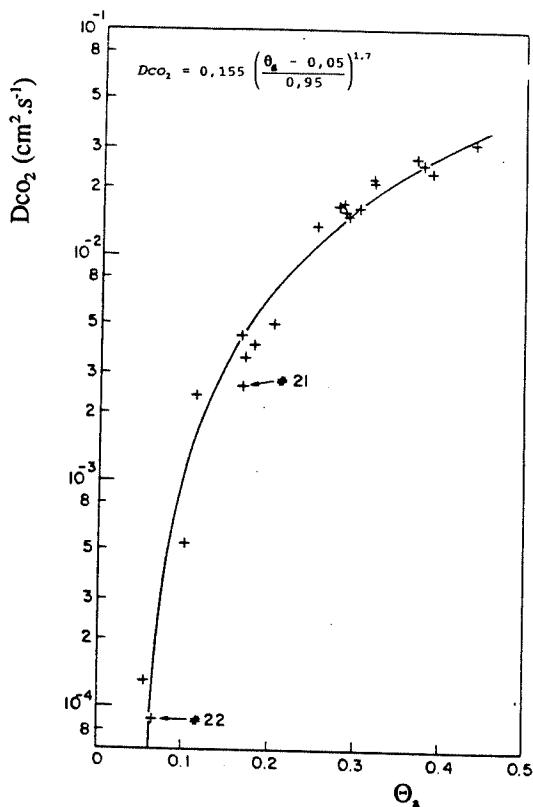


Figure 1.7.10. Variation du coefficient de diffusion du CO₂ avec la "teneur en air", (Reardon et Moddle, 1985)

La difficulté majeure avec presque toutes les relations empiriques est qu'elles donnent des valeurs erronées du coefficient de diffusion effectif à de hauts degrés de saturation ($S_w > 0,80$). Ceci est dû principalement au fait que ces relations ne tiennent pas compte de la diffusion d'oxygène dans l'eau interstitielle. En effet, la contribution de celle-ci dans le transport diffusif d'oxygène devient significative lorsque le milieu approche la saturation totale. WCGR (1991) propose la relation suivante :

$$D = D_a \tau (1-S_w)^\alpha + D_w \tau \quad (1.7.30a)$$

où τ et α sont des paramètres d'ajustement. La figure (1.7.11) montre une comparaison entre les équations (1.7.29) et (1.7.30). Par l'ajout du terme $D_w\tau$ tenant compte de la diffusion de l'oxygène dans l'eau, le modèle (1.7.30) s'avère donc plus proche de la réalité. Cependant, à saturation nulle ($S_w=0$), ce terme devrait s'annuler, ce qui n'est pas le cas. Il nous paraît donc plus réaliste de proposer l'expression (1.7.30b), même si la modification apportée n'affecte pas de manière significative les résultats, le terme $D_w\tau$ étant très faible :

$$D = D_a \tau (1-S_w)^\alpha + D_w \tau S_w^\alpha \quad (1.7.30b)$$

Il faudrait également noter que les expériences de diffusion sont très difficiles à effectuer avec précision pour des degrés de saturation élevés. Reardon et Moddle (1985) attribuent ceci aux effets d'un drainage éventuel de l'eau interstitielle durant l'expérience, ce qui augmente la teneur en eau en bas de la colonne. Le coefficient de diffusion effectif diminue systématiquement avec le temps. Ceci pourrait expliquer, en partie, la grande dispersion des données expérimentales à hautes teneurs en eau.

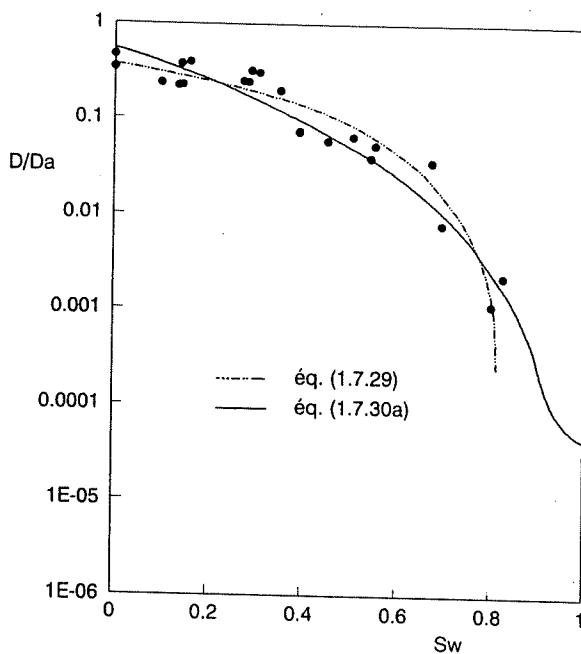


Figure 1.7.11. Comparaison des modèles (1.7.29) et (1.7.30a)
sur les données de Reardon et Moddle.

Un concept particulièrement intéressant est celui développé par Millington et Quirk (1960) et utilisé par Millington et Shearer (1971) pour estimer les coefficients de diffusion de gaz en milieu poreux. Millington et Quirk (1960) supposent le milieu poreux constitué de sphères solides s'interpénétrant, séparées par des pores sphériques qui s'interpénètrent également. En utilisant la probabilité de continuité des pores à travers le milieu, la surface des pores résultante de l'interaction sera comprise entre n et n^2 . La surface effective offerte à l'écoulement est n^{2x} :

$$n^2 < n^{2x} < n < n^x \quad (1.7.31)$$

avec $0.5 < x < 1$.

Si n^{2x} est considéré comme la surface de pore minimum, la surface maximale occupée par le solide qui lui est associée sera $(1-n)^x$. Par conséquent, la surface de pore minimale en l'absence d'interaction est donnée par $1-(1-n)^x$. Les deux surfaces de pore minimales devant être identiques vis-à-vis de l'écoulement, on a :

$$n^{2x} + (1-n)^x = 1 \quad (1.7.32)$$

En utilisant ce concept pour un milieu granulaire constitué de particules solides (non poreuses), Millington et Shearer (1971) estiment le coefficient de diffusion de gaz à partir de la relation :

$$\frac{D}{D_a} = (1-S_w)^2 [n(1-S_w)]^{2x} \quad (1.7.33)$$

où x est donné par :

$$[n(1-S_w)]^{2x} + [1 - n(1-S_w)]^x = 1 \quad (1.7.34)$$

Dans ces équations, $n(1-S_w)$ n'est autre que θ_a ($=V_{air}/V_{total}$) puisqu'il s'agit de la surface de pore offerte à la diffusion du gaz; la phase aqueuse étant considérée comme faisant partie intégrante du solide. Le terme $(1-S_w)^2$ est en fait la probabilité de continuité de la phase air à travers un pore considéré comme un continuum, alors que le terme $[n(1-S_w)]^{2x}$ est la probabilité de continuité de l'air dans tout le milieu poreux. Cependant, le modèle de Millington et Shearer ne convient pas aussi bien aux matériaux à très hauts degrés de saturation ($S_w > 0,95$). L'équation (1.7.33) doit être modifiée pour inclure la diffusion à travers l'eau interstitielle. Collin (1987) propose alors l'équation suivante :

$$\frac{D}{D_a} = (1-S_w)^2 [n(1-S_w)]^{2x_a} + S_w^2 (n S_w)^{2x_w} K_w \frac{D_w}{D_a} \quad (1.7.35)$$

où x_a et x_w sont donnés par :

$$[n (1-S_w)]^{2x_a} + [1-n (1-S_w)]^{x_a} = 1 \quad (1.7.36)$$

$$(n S_w)^{2x_w} + (1-n S_w)^{x_w} = 1 \quad (1.7.37)$$

avec K_w = constante de solubilité d'un gaz dans l'eau (constante de la loi de Henry).

$K_w = 4,88 \cdot 10^{-2}$ à 0°C pour l'oxygène (Perry et Chilton, 1973).

La figure (1.7.12) montre les résultats d'une comparaison que nous avons faite entre les différentes méthodes d'estimation sus-mentionnées, sur des données de Fluhler (1973) rapportées par Collin (1987). Le meilleur accord entre les valeurs calculées et les données expérimentales est obtenu à partir de l'équation (1.7.35).

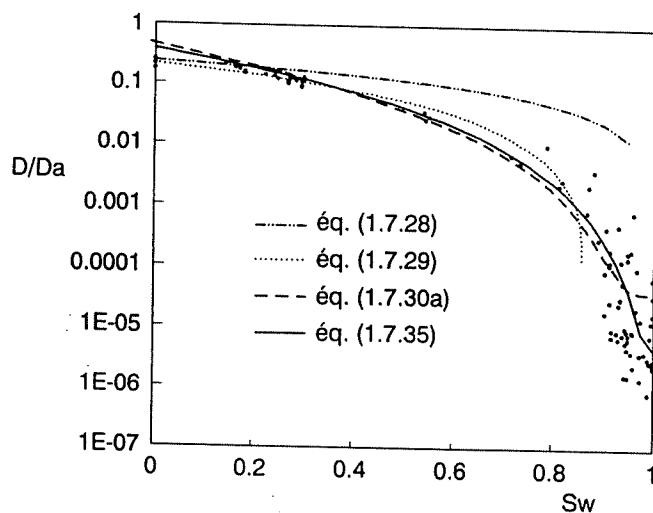


Figure 1.7.12. Comparaison entre différentes méthodes d'estimation du coefficient de diffusion

Comme l'a déjà noté Collin (1987), la méthode d'estimation de Millington-Shearer donne de bons résultats pour des matériaux sans agrégats, essentiellement des échantillons de laboratoire. Pour les échantillons intacts de sols argileux, cette méthode sous-estime les valeurs de D pour les hautes teneurs en eau. En effet, pour une même teneur en eau, la diffusion de gaz dans ces sols est plus grande à cause de la porosité des particules, contrairement aux matériaux sans agrégats compactés au laboratoire.

Si un cheminement préférentiel (canal ou fissuration) est créé à travers l'échantillon ou entre l'échantillon et la paroi du tube, le flux total mesuré durant l'expérience sera fortement affecté par la diffusion à travers le cheminement, spécialement aux hautes teneurs en eau. En supposant qu'il n'y a pas d'eau dans l'espacement créé, la résistance à la diffusion y sera plus faible que dans le reste de l'échantillon. Collin (1987) a comparé les profils de diffusion pour différentes valeurs du rapport aire de l'espacement (A_{esp}) sur l'aire du reste de l'échantillon (A_{ech}). Ceci est illustré à la figure (1.7.13).

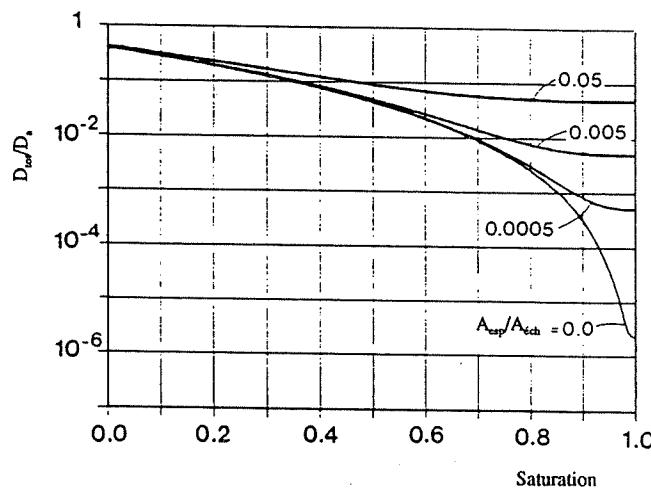


Figure 1.7.13. Influence d'un espacement occupé par de l'air créé à travers l'échantillon sur les mesures du coefficient de diffusion effectif (Collin, 1987)

En attendant les résultats d'expériences que nous mènerons sur notre colonne de diffusion pour différents matériaux meubles, nous utiliserons le modèle de Millington-Shearer (éq.1.7.35) pour faire nos estimations du coefficient de diffusion effectif lors de notre étude des performances de barrières de recouvrement (*cf* chapitre 4 de la 2ème partie). Une fois les expériences effectuées, le coefficient de diffusion effectif pourra être déterminé soit à partir de l'équation (1.7.14) si le régime est permanent, soit par ajustement de la réponse analytique ou numérique de l'équation (1.7.8) sur les points expérimentaux.

7.3.3. Solutions analytiques

Un grand nombre de problèmes décrits par la seconde loi de Fick ont été résolus analytiquement (Carslaw et Jaeger, 1959; Crank, 1975). Pour des systèmes plus compliqués, une solution numérique de l'équation (1.7.8) peut être utilisée. Cependant, les essais expérimentaux doivent respecter scrupuleusement les conditions aux limites adoptées pour résoudre cette équation.

Une solution analytique à l'équation (1.7.8) est donnée par Astarita (1967) :

$$\frac{C}{C_o} = \frac{C_i}{C_o} \exp(-k_r t) \operatorname{erf}\left(\frac{z}{2\sqrt{D t}}\right) + \frac{1}{2} \left[\exp\left(z \sqrt{\frac{k_r}{D}}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{z}{2\sqrt{D t}} + \sqrt{k_r t}\right) + \exp\left(-z \sqrt{\frac{k_r}{D}}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{z}{\sqrt{D t}} - \sqrt{k_r t}\right) \right] \quad (1.7.38)$$

pour les conditions aux limites suivantes:

$$C(z,0) = C_i, \quad C(0,t) = C_o \text{ et } C(\infty,t) = 0$$

avec :

$$\begin{aligned} \text{erf}(u) &= \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^u \exp(-v^2) dv \\ \text{erfc}(u) &= 1 - \text{erf}(u) \end{aligned} \quad (1.7.39)$$

Dans le cas d'un milieu non réactif (barrière de recouvrement), $k_r=0$, la solution (1.7.40) devient, sous les mêmes conditions aux limites précédentes:

$$\frac{C(z,t)}{C_o} = \frac{C_i}{C_o} \text{erf}\left(\frac{z}{2\sqrt{Dt}}\right) + \text{erfc}\left(\frac{z}{2\sqrt{Dt}}\right) \quad (1.7.40)$$

Généralement, on choisit $C_i=0$, et l'on obtient (Carslaw et Jaeger, 1959; Crank, 1975):

$$\frac{C(z,t)}{C_o} = \text{erfc}\left(\frac{z}{2\sqrt{Dt}}\right) \quad (1.7.41)$$

Dans le cas d'un régime permanent, $\partial C / \partial t = 0$ dans l'équation (1.7.8). La solution de l'équation différentielle résultante est :

$$\begin{aligned} \frac{C(z)}{C_o} &= \frac{1}{\exp(L\sqrt{\frac{k_r}{D}}) + \exp(-L\sqrt{\frac{k_r}{D}})} [\exp(-L\sqrt{\frac{k_r}{D}}) \exp(z\sqrt{\frac{k_r}{D}}) \\ &\quad + \exp(L\sqrt{\frac{k_r}{D}}) \exp(-z\sqrt{\frac{k_r}{D}})] \end{aligned} \quad (1.7.42)$$

avec les conditions aux limites :

$$C(0) = C_o \quad (\text{concentration constante à la surface de l'échantillon})$$

$$(dC/dz)_{z=L} = 0 \quad (\text{pas de flux d'oxygène à travers la base de l'échantillon}).$$

Ces deux conditions représentent le cas d'un dépôt de résidus pyriteux non couverts, avec la surface libre de la nappe à une profondeur $z=L$.

8. CONCLUSION

Les barrières de recouvrement doivent être conçues de façon à limiter l'infiltration de l'eau et la diffusion de l'oxygène vers les résidus réactifs afin d'empêcher l'oxydation des minéraux sulfurés. La configuration typique préconisée pour les barrières de recouvrement sur les rejets de concentrateur comprend habituellement une couche de surface servant à la croissance des plantes et à la rétention de l'humidité, une couche de protection contre l'érosion profonde et contre les intrusions biologiques, une couche drainante, une couche de matériau fin peu perméable et une couche non-capillaire (figure 1.8.1) (Aubertin et al., 1993). Chacune des couches du système de recouvrement doit remplir une (ou plusieurs) fonction(s) particulière(s). Ainsi, les couches de matériaux granulaires situées en-dessous et au-dessus de la couche de matériau fin doivent servir à évacuer rapidement l'eau d'infiltration suite à une venue d'eau. Ces couches servent également de zones non-capillaires qui vont empêcher la montée de l'eau des rejets vers la couche de matériau fin, ou de cette dernière vers la surface. Pour sa part, la couche de matériau fin sert d'abord à limiter l'infiltration de l'eau, ce qui nécessite une faible conductivité hydraulique. De plus, afin d'empêcher le passage de l'oxygène, cette couche doit pouvoir se maintenir à un haut degré de saturation pour de longues périodes de temps sans réapprovisionnement. L'épaisseur de chacune des couches du système dépend de la nature et des propriétés hydriques des matériaux. D'autres facteurs doivent aussi être pris en considération, tels les effets du gel-dégel sur la structure des pores et sur la conductivité hydraulique.

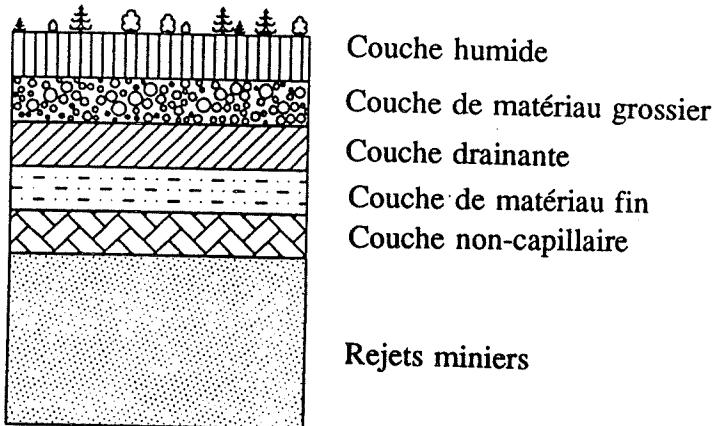


Figure 1.8.1. Structure des barrières de recouvrement multicouches
(d'après Aubertin et Chapuis, 1991).

II. APPROCHE EXPÉRIMENTALE

II. APPROCHE EXPÉRIMENTALE

1. INTRODUCTION

L'utilisation de matériaux géologiques comme barrières de recouvrement semble actuellement émerger comme l'alternative la plus pratique, tant pour des raisons environnementales, sociales et légales, que pour des raisons techniques et même économiques (Aubertin et al., 1993). A cet égard, les sols argileux ou silteux ont souvent été employés lors des études récentes (e.g., Nicholson et al., 1989, 1991; Collin et Rasmussen, 1990; Yanful, 1991a,b). En raison des difficultés et des coûts d'approvisionnement et de transport, des problèmes posés par leur mise en place, et de leur grande susceptibilité aux effets climatiques (fissuration suite à des cycles de gel-dégel ou de mouillage-séchage), les argiles ne semblent pas appropriées dans plusieurs cas pratiques (Aubertin et al., 1993). Pour ce qui est des silts et autres tills, ils ne sont pas toujours disponibles à proximité des sites d'entreposage, ce qui peut limiter leur utilisation.

En guise d'alternatives à ces matériaux meubles d'origine naturelle, Aubertin et Chapuis (1990, 1991) ont proposé l'utilisation de rejets du concentrateur comme matériau de recouvrement. Comme il sera montré dans ce qui suit, ceux-ci pourraient en effet s'avérer efficaces pour limiter la production de DMA lorsqu'ils sont utilisés dans un système de recouvrement multicouche.

Dans cette deuxième partie, nous présentons quelques résultats d'essais de laboratoire qui permettent d'anticiper certaines des caractéristiques hydro-géotechniques de ces barrières. Ces essais ont été effectués par Bussière pour son mémoire de maîtrise (M.Sc.A), dans le cadre du même projet (e.g., Bussière, 1993). Nous décrivons également la configuration générale de l'installation expérimentale que nous avons conçue pour évaluer la performance de la couverture composite adoptée. Enfin, nous présentons quelques résultats de simulations à partir de l'équation de diffusion pour prédire les flux d'oxygène pour divers scénarios de conception d'une barrière de recouvrement.

2. PROPRIÉTÉS DES REJETS DE CONCENTRATEUR

Des échantillons de résidus miniers ont été prélevés sur une trentaine de sites au Québec (Aubertin et Bussière, 1991). Suite aux analyses préliminaires effectuées (minéralogie, densité du solide, limite de consistance, sédimentométrie), une douzaine de matériaux ont été initialement retenus (Aubertin et *al.*, 1992a). Parmi ceux-ci, les résidus de quatre sites ont été sélectionnés (Bevcon (BE), Senator (SE), Sigma (SI), Manitou-Barvu (MB)) pour une étude approfondie de leurs propriétés hydrogéologiques pertinentes à la conception des barrières de recouvrement. Les résidus à couvrir sont ceux des mines Solbec et Cupra (SC). Quelques-unes de ces propriétés sont présentées dans ce qui suit.

Dans ce chapitre, nous présentons les résultats d'essais de laboratoire effectués sur ces rejets, et qui sont rapportés par Aubertin et *al.* (1993). Plus de détails sont présentés par Aubertin et al. (1992) et par Bussière (1993).

2.1. Propriétés de base

Les essais de granulométrie, de minéralogie, de compactage et de consolidation sont décrits par Bussière (1993). Tous les essais ont été réalisés sur les matériaux homogénéisés (mélanges) de chacun des sites.

2.1.1. Analyses granulométriques

La figure (2.2.1) montre les courbes granulométriques des matériaux des cinq sites choisis. Ces matériaux ont été prélevés en vrac sur les différents sites, puis mélangés et homogénéisés. Ces rejets apparaissent comme des silts inorganiques non plastiques (catégorie ML) selon la classification unifiée USC (Bowles, 1984). Ces granulométries sont typiques de celles des rejets de concentrateur des mines de métaux de base (e.g., Vick, 1983; L'Ecuyer et al., 1992). Les principaux résultats des analyses granulométriques sont résumés dans le tableau (2.2.1).

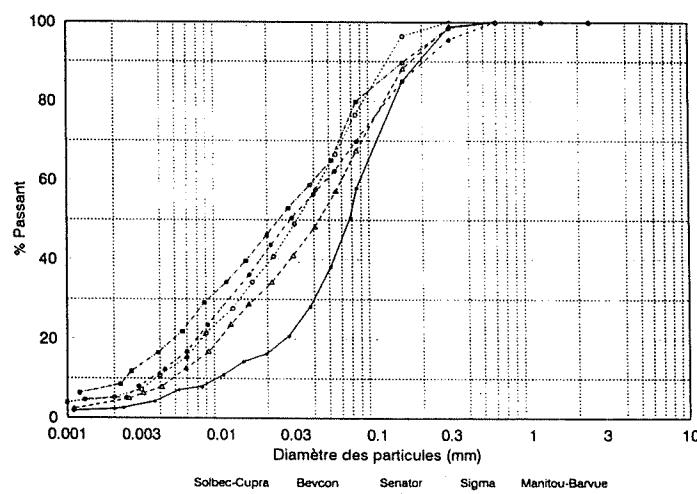


Figure 2.2.1. Courbes granulométriques des quatre rejets de recouvrement (BE, SE, SI, MB) et des résidus Solbec-Cupra (SC), (d'après Bussière, 1993).

Tableau 2.2.1. Principaux résultats des analyses granulométriques et limites de consistance (d'après Bussière, 1993).

Site	d_{10} (mm)	Cu	Passant tamis #200	W_L (%)	I_p (%)	$<2\mu m$
SI	0,0034	14,7	66%	18	N.P.	6%
SE	0,005	12,0	69%	18	N.P.	4,5%
BE	0,0038	11,1	78%	17	N.P.	5,5%
MB	0,0023	17,4	80%	25	1	8,5%
SC	0,024	4,2	44%	13	N.P.	0,5%

2.1.2. Analyses minéralogiques

Tableau 2.2.2. Résultats des analyses minéralogiques et du D_r pour les sites étudiés (d'après Bussière, 1993)

Minéraux	SI	BE	SE	MB	SC
Calcite	10%	8%	---	---	---
Chlorite	25%	5%	15%	14%	8%
Dolomie	---	15%	15%	---	---
Mica	5%	---	10%	15%	---
Plagioclase	30%	27%	20%	5%	30%
Pyrite	---	---	---	3%	27%
Quartz	25%	45%	40%	63%	35%
Tourmaline	5%	---	---	---	---
D_r	2,793	2,784	2,841	2,873	3,393

Le tableau (2.2.2) donne les résultats des analyses minéralogiques obtenues par diffraction aux rayons X, et la densité relative des grains solides D_r . Les quatre matériaux

de recouvrement (BE, SE, SI et MB) contiennent des minéraux acidivores, mais aucun ne contient de minéraux acidogènes sauf celui du site MB (3% de pyrite).

2.1.3. Essais de compactage

Des essais de compactage (Proctor modifié, norme D1557 - méthode A) ont indiqué que la teneur en eau optimale (W_{opt}) varie de 13 à 15% environ pour les quatre matériaux de recouvrement; le poids volumique sec (γ_d) varie alors de 17,8 à près de 19,0 kN/m³, ce qui correspond à un indice des vides (e) allant de 0,49 à 0,56. Les résultats de ces essais sont présentés dans le tableau (2.2.3).

Tableau 2.2.3. Résultats des essais de compactage (d'après Bussière, 1993)

Site	W_{opt} (%)	γ_d (kN/m ³)	e	D_r
SI	13,8	18,4	0,50	2,793
SE	13,3	18,7	0,49	2,841
BE	13,0	18,6	0,51	2,784
MB	14,2	18,1	0,56	2,873
SC	12,0	20,75	0,57	3,393

2.1.4. Essais de consolidation

Des essais de consolidation à l'oedomètre sur les matériaux remaniés et homogénéisés, ayant différents indices des vides initiaux, ont donné des valeurs du coefficient de consolidation C_v variant de $5 \cdot 10^{-3}$ à $5 \cdot 10^{-1}$ cm²/s, et de l'indice de compression C_c allant d'environ 0,05 à près de 0,10. Ces valeurs sont également

conformes à ce qui a déjà été présenté dans la littérature sur des matériaux similaires (e.g. Mittal et Morgenstern, 1976; Chen et al., 1988; Keshian et Reger, 1988). Elles montrent aussi que le comportement des rejets de concentrateur, sans être identique, s'apparente à celui d'un silt. Les principaux résultats de ces essais sont présentés au tableau (2.2.4). Pour les résidus *sulfureux* du site Solbec-Cupra, des réactions d'oxydation de la pyrite ont eu lieu pendant certains essais (essentiellement ceux de longue durée), ce qui rend certaines caractéristiques variables avec le temps (Bussière, 1993).

Tableau 2.2.4. Principaux résultats des essais oedométriques (d'après Bussière, 1993)

Site	C_c	C_v (cm^2/s)	m_v (m^2/kN)	C_r	e
SI	0,046 à 0,078	$5,01 \cdot 10^{-3}$ à $4,80 \cdot 10^{-1}$	$1,73 \cdot 10^{-3}$ à $1,40 \cdot 10^{-2}$	0,004	0,48 à 0,76
SE	0,065 à 0,1	$3,95 \cdot 10^{-2}$ à $6,94 \cdot 10^{-1}$	$1,69 \cdot 10^{-3}$ à $9,7 \cdot 10^{-3}$	0,003 à 0,008	0,53 à 0,81
BE	0,07 à 0,096	$1,48 \cdot 10^{-2}$ à $5,44 \cdot 10^{-1}$	$1,91 \cdot 10^{-3}$ à $9,75 \cdot 10^{-3}$	0,003 à 0,008	0,59 à 0,77
MB	0,048 à 0,088	$1,04 \cdot 10^{-2}$ à $6,90 \cdot 10^{-1}$	$1,82 \cdot 10^{-3}$ à $3,9 \cdot 10^{-2}$	0,002 à 0,005	0,53 à 0,93
SC	0,11 à 0,16	$1,87 \cdot 10^{-2}$ à 1,22	$1,61 \cdot 10^{-3}$ à $1,31 \cdot 10^{-2}$	0,003 à 0,009	0,65 à 0,94

2.1.5. Conductivité hydraulique

Afin d'étudier les caractéristiques de l'écoulement de l'eau à travers ces rejets de concentrateur, des essais de perméabilité au perméamètre à paroi rigide ont été réalisés

sur les matériaux homogénéisés. Les échantillons sont mis en place et compactés à une teneur en eau légèrement inférieure à W_{opt} afin d'éviter les problèmes de liquéfaction. Pour chaque échantillon, l'énergie de compactage imposée varie de façon à obtenir une plage d'indice des vides allant approximativement de 0,5 à 1, ce qui permet de couvrir une grande partie de la plage usuelle des conditions naturelles *in situ* (Vick, 1983).

De nombreux essais de perméabilité ont été réalisés à charge constante et à charge variable. La méthodologie et les résultats de ces essais sont largement détaillés par Bussière (1993). De façon générale, les résultats ont montré une bonne reproductibilité et une bonne concordance entre les deux modes opératoires. Ces résultats sont présentés dans le tableau (2.2.5). Des essais de perméabilité à l'oedomètre ont également été effectués et leurs résultats sont résumés au tableau (2.2.6). Ces derniers sont généralement inférieurs, de près d'un ordre de grandeur (facteur de 10) à ceux obtenus à l'aide du perméamètre. Cela peut s'expliquer, du moins en partie, par une saturation qui est souvent inférieure lors des essais à l'oedomètre (Bussière, 1993). L'état de contrainte à l'intérieur du matériau et l'effet d'échelle pourraient aussi avoir une certaine influence. On peut, cependant, souligner que les valeurs de K mesurées sur les rejets de concentrateur sont conformes aux valeurs présentées dans la littérature pour des matériaux aux caractéristiques comparables (e.g., Mabes et al., 1977; Matyas et al., 1984; Chen et al., 1988; Keshian et Rager, 1988). On note également que le coefficient de perméabilité des rejets de concentrateur apparaît similaire à celui des sols silteux ayant une faible plasticité, pour des indices des vides comparables (e.g., Lambe et Whitman, 1979; Freeze et Cherry, 1979).

Les valeurs de K mesurées ont été comparées aux valeurs calculées par la relation de Kozeny-Carman (modifié par Chapuis et Montour, 1992) :

$$K = \frac{a g e^3}{\mu \rho S^2 D_r^2 (1+e)} \quad (\text{en m/s}) \quad (2.2.1)$$

avec a : coefficient de forme,

μ : viscosité de l'eau (Pa.s),

ρ : masse volumique de l'eau (kg/m³),

g : accélération gravitationnelle (9,81 m/s²),

D_r : densité relative des grains solides,

S : surface spécifique (m²/kg).

Les grands écarts observés entre K mesuré au perméamètre et K calculé (tableau 2.2.5), à faible indice des vides, semblent résulter partiellement du changement de granulométrie survenu lors du compactage (Bussière, 1993). De façon générale, la conductivité hydraulique des rejets miniers, même si elle est relativement faible ($K \approx 2.10^{-4}$ à 5.10^{-6} cm/s), ne peut pas se comparer à celle de sols argileux qui ont un coefficient K souvent inférieur à 10^{-7} cm/s (Lambe et Whitman, 1979). Cette valeur de K plus élevée n'empêche cependant pas l'utilisation des rejets de concentrateur dans les barrières de recouvrement, compte tenu des caractéristiques capillaires avantageuses de ceux-ci en regard de la diffusion de l'oxygène.

Tableau 2.2.5. Résultats des essais de perméabilité au perméamètre
(d'après Bussière, 1993)

Sites	e	Perméamètre $10^5 \times K(cm/sec)$	Kozeny-Carman $10^5 \times K(cm/sec)$
SI	0,52 à 1,01	1,3 à 16,0	2,63 à 14,6
BE	0,55 à 1,00	1,3 à 18,8	3,51 à 16,3
SE	0,47 à 0,79	0,46 à 17,10	4,71 à 18,4
MB	0,58 à 1,2	0,17 à 9,30	0,1 à 20,0
SC	0,58 à 0,87	3,5 à 55,0	50 à 130

Tableau 2.2.6. Résultats des essais de perméabilité à l'oedomètre
(d'après Bussière, 1993)

Sites	e	Oedomètre $10^5 \times K(cm/sec)$	Kozeny-Carman $10^5 \times K(cm/sec)$
SI	0,48 à 0,68	0,38 à 1,05	2,0 à 51,0
BE	0,59 à 0,72	0,7 à 12,0	4,0 à 7,2
SE	0,52 à 0,68	1,3 à 27,0	6,0 à 13,0
MB	0,64 à 0,79	1,0 à 18,0	4,0 à 7,8
SC	0,65 à 0,85	0,9 à 90,0	65 à 130

3. CONFIGURATION GÉNÉRALE DE L'INSTALLATION

Suite à la revue de la littérature sur les expériences de laboratoire concernant l'évaluation de l'efficacité des systèmes de recouvrement (*cf* paragraphe 5.4.1 de la 1ère partie), nous présentons dans ce qui suit la configuration générale des montages qui sont utilisés dans nos travaux.

Les principaux paramètres que nous avons à mesurer au cours de cette étude sont:

- la teneur en eau volumique dans le milieu poreux,

- la pression interstitielle pour différentes teneurs en eau,
- la concentration en oxygène gazeux diffusant dans le milieu poreux.
- la composition de l'eau et son évolution dans le temps.

Ces mesures doivent répondre aux préoccupations classiques suivantes :

- non-destructives pour le milieu,
- non-perturbatrices de l'écoulement,
- informations localisées,
- relevés rapides par rapport à la dynamique du phénomène observé.

En plus des mesures effectuées à l'intérieur des colonnes d'essai, des mesures du pH et de la conductivité électrique de l'effluent seront effectuées à l'entrée et à la sortie, soit en haut et en bas de la colonne témoin. La température sera également relevée sur cette dernière, afin de mettre en évidence une oxydation éventuelle des résidus réactifs.

Il est évident que les paramètres que l'on calculera à partir des résultats expérimentaux dépendront du schéma d'interprétation que l'on adoptera.

3.1. Le dispositif expérimental

Après avoir exposé les méthodes de mesure, nous allons décrire le modèle physique qui va servir de support à notre travail, ainsi que l'acquisition et le traitement des données expérimentales. Les colonnes utilisées sont cylindriques, en plexiglass, d'un diamètre intérieur de 15,5 cm (sauf pour la colonne de diffusion qui est de 10 cm). La hauteur de chaque colonne est variable selon l'objectif de l'essai.

3.1.1. Colonne de drainage : détermination des caractéristiques hydriques des matériaux de revêtement

L'appareillage consiste en une colonne verticale d'une hauteur de 110 cm, formée de deux colonnes de 55 cm chacune. Ceci nous facilitera la mise en place du matériau et son compactage.

La colonne est instrumentée avec des tensiomètres et des électrodes RDT implantés en dix sections de mesure également espacées (figure 2.3.1), ceci afin de suivre au mieux l'évolution du profil hydrique dans la colonne de milieu poreux. Les tensiomètres mesurent la succion développée dans le matériau suite à son drainage ou à son mouillage, alors que l'unité RDT (*rélectrométrie dans le domaine du temps*) mesure la teneur en eau volumique correspondante. Seuls les essais de drainage seront considérés dans cette étude, les courbes de mouillage de l'hystéresis seront ignorées dans l'analyse. L'interprétation des courbes pression interstitielle-teneur en eau nous donnera les caractéristiques de rétention des matériaux de revêtement, à savoir la valeur d'entrée d'air (AEV, notée ψ_a) et la teneur en eau résiduelle (θ_r). La technique de rélectrométrie dans le domaine du temps (RDT), adaptée à la mesure de la teneur en eau dans les sols, est développée dans l'annexe. L'unité RDT utilisée est un modèle "Soilmoisture Trase 6050X1" relié à des électrodes introduites horizontalement dans la colonne de milieu poreux. Chaque électrode est une tige en acier inoxydable de diamètre 4 mm et d'une longueur de transmission (longueur introduite dans le matériau) de 15 cm. Le faible diamètre de chaque électrode n'entraîne qu'une perturbation négligeable dans l'écoulement. Chaque section de mesure comporte une sonde à trois électrodes espacées

de 2,2 cm dans le plan vertical reliées à l'unité RDT par un câble coaxial. La mesure en chaque section est obtenue automatiquement à l'aide d'une carte de multiplexage à 16 voies. La figure (A.1, cf annexe) illustre schématiquement les composantes du système de mesure de la teneur en eau.

La pression interstitielle est relevée avec des capteurs de pression connectés aux tensiomètres. Chaque tensiomètre est constituée d'une bougie en céramique poreuse introduite perpendiculairement aux électrodes sur une longueur de 2 cm dans le matériau (figure 2.3.1). Les bougies (ou pointes) poreuses utilisées sont de type "*Soilmoisture 0655X01-B.5M2*", de valeur d'entrée d'air (AEV) 0,5 bar, et sont collées à l'extrémité de tubes en PVC (figure 2.3.2). L'acquisition des mesures des teneurs en eau et des pressions, sur les dix sections de la colonne, se fait de façon automatique.

Une valve de saturation et de drainage est installée à la sortie, en bas de la colonne. Un disque en céramique poreuse "*Soilmoisture 604D03-B.5M2*" de 0,5 bar, installé à la base de la colonne, permettra le drainage de l'eau tout en empêchant la migration des particules fines du matériau en place et le passage de l'air dans la colonne. Un flacon relié à la base par un tube en tygon servira à recueillir l'eau de drainage et à régler le niveau de l'eau dans le milieu poreux. Des valves d'aération sont prévues en certaines sections de la colonne.

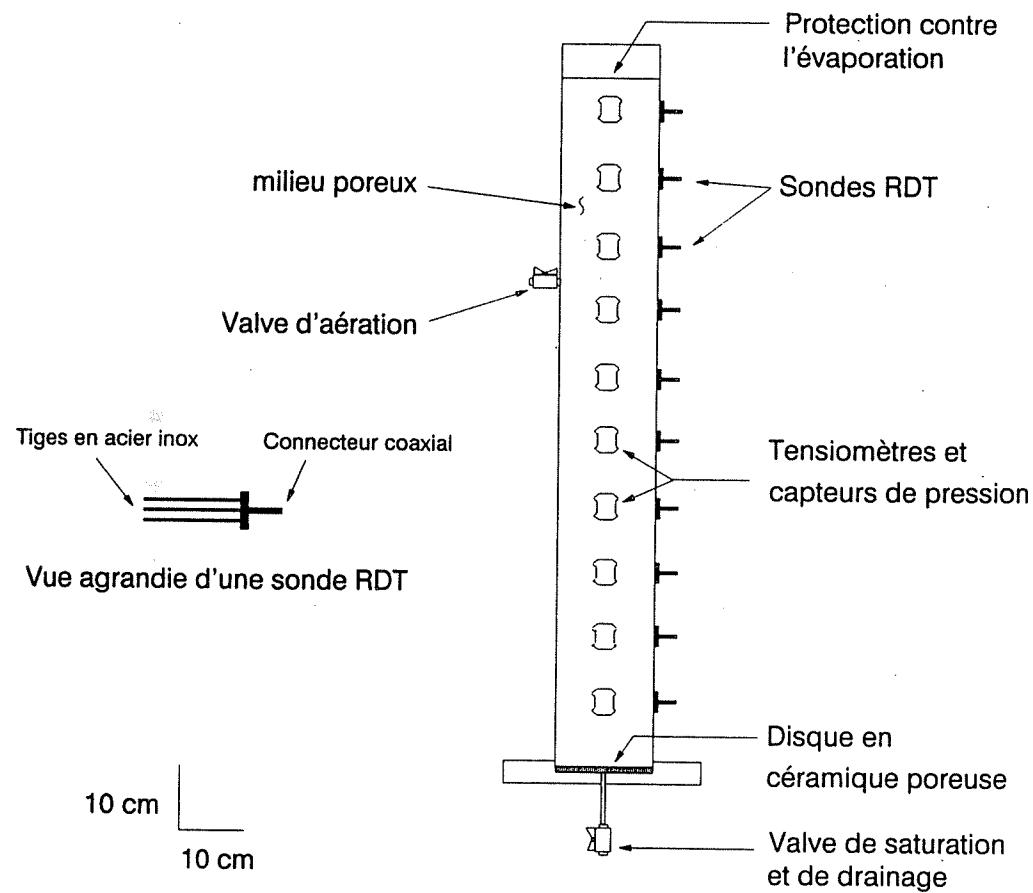


Figure 2.3.1. Schématisation de la colonne de drainage

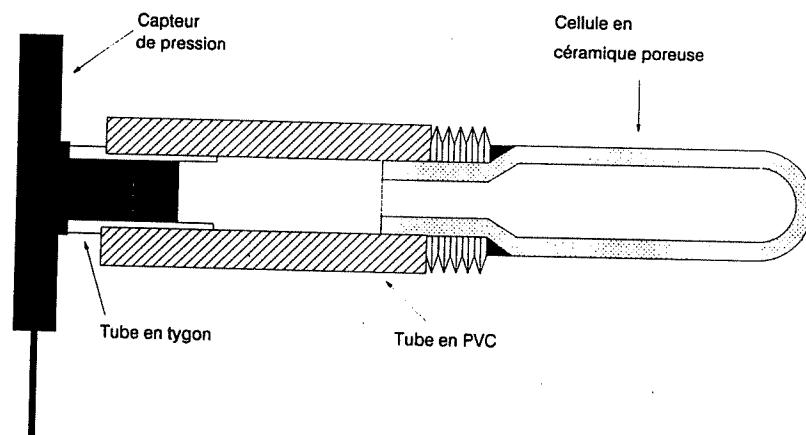


Figure 2.3.2. Description du système tensiomètre-capteur de pression

Les essais en colonne de drainage nous permettront d'établir les courbes caractéristiques de rétention pour chacun des matériaux de recouvrement utilisés. En attendant les premières mesures, des exemples de ces courbes sont présentées à la figure (2.3.3). L'interprétation est faite par calage avec le modèle numérique RETC développé par Van Genuchten (1985), (e.g., Van Genuchten et al., 1991). Les résultats sont présentés au tableau 2.3.1.

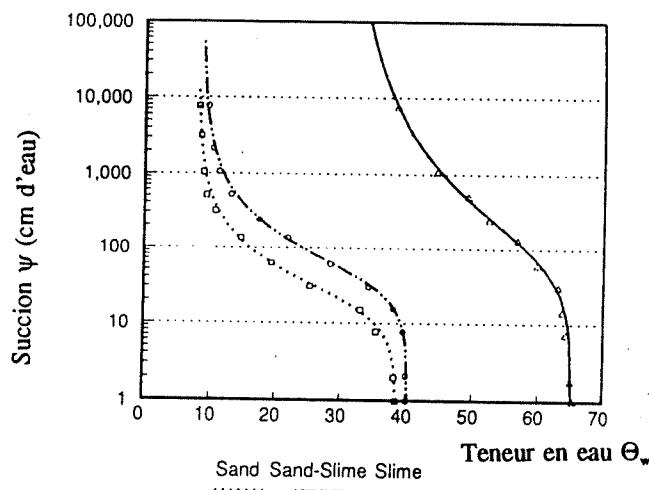


Figure 2.3.3. Courbes de succion en fonction de la teneur en eau pour des résidus d'une mine d'uranium (Larson et Goering, 1991)

Tableau 2.3.1. Valeurs des paramètres d'ajustement du modèle RETC (Larson et Goering, 1991)

Tailings Material Type	Saturated Moisture Content*	Residual Moisture Content*	Hydraulic Conductivity (cm/sec)	Alpha	N
Sands	0.3857	0.0779	9.80 E-4	0.0517	1.7874
Sand-Slimes	0.4032	0.0355	3.35 E-4	0.0244	1.7058
Slimes	0.6522	0.3066	1.84 E-4	0.0153	1.3119

*All moisture contents presented are volumetric

3.1.2. Colonne de diffusion : détermination des coefficients de diffusion effectifs et des flux d'oxygène

Pour l'étude de la diffusion dans les matériaux de recouvrement, nous utilisons une colonne horizontale d'une longueur de 25 cm et d'un diamètre intérieur de 10 cm. La méthode expérimentale que nous avons choisie pour déterminer le coefficient de diffusion, D, est celle à concentration source constante, décrite au paragraphe (7.3.1b) de la première partie. La valeur du coefficient de diffusion servira à évaluer le flux d'oxygène qui est une indication directe du taux potentiel maximum d'oxydation des minéraux sulfureux dans les résidus.

Les mesures sont faites par prélèvements, en des temps donnés, à travers un orifice situé à 5 cm de l'entrée (figure 2.3.4). Ceci nous permet, en plus d'une atteinte rapide du régime permanent, d'éliminer d'éventuels effets perturbateurs dus à la présence du disque poreux à la sortie de la colonne (résistance à la diffusion d'oxygène, degré de saturation du disque difficile à évaluer, etc.). L'analyseur d'oxygène utilisé est un modèle "Teledyne 340FBS" incorporant une seringue d'échantillonnage. Cet analyseur nécessite un échantillon de volume 2ml et un temps de lecture stable de 20 secondes. L'analyseur doit être calibré à l'air libre avant chaque mesure. Le contrôle de la source d'oxygène à l'entrée, en haut de la *colonne de diffusion*, est assuré par un analyseur en continu "Teledyne 320P/D".

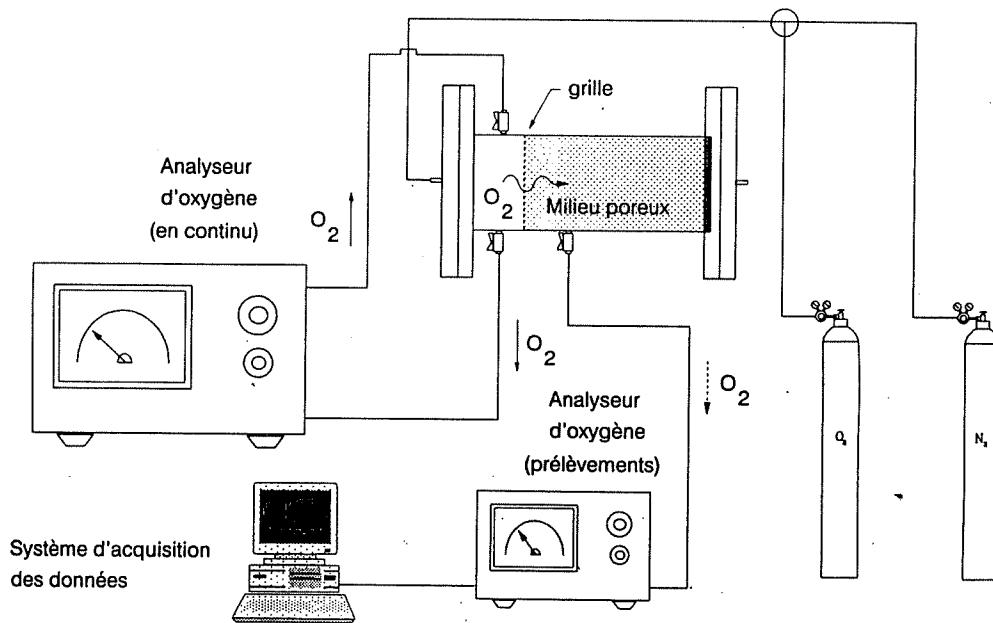


Figure 2.3.4. Schéma du dispositif expérimental avec la colonne de diffusion

3.1.3. Colonne témoin : performance des couvertures

Le concept de la colonne témoin a été développé pour quantifier la réduction du flux d'oxygène à travers les barrières de recouvrement adoptées et la réduction du DMA. Au moins 12 mois d'observation sont prévus pour cette étude, ce qui nécessite un soin particulier durant toute cette période d'essais.

La colonne est de hauteur 150 cm, constituée par trois colonnes de 50 cm chacune. Elle est équipée d'électrodes RDT pour pouvoir contrôler la teneur en eau dans la couche capillaire (résidus non-réactifs) et dans la couche non-capillaire sous jacente (couche de sable) du système de recouvrement, pendant toute la durée de l'expérience (figure 2.3.5). Les essais sont menés sur quatre colonnes témoins, chacune représentant un des sites de matériau de recouvrement. Une colonne de référence avec des résidus sulfureux (SC) sans

couverture est aussi prévue pour mieux mettre en évidence l'effet d'un recouvrement sur la production d'acide due à l'oxydation des minéraux sulfurés. Des orifices, munis de membranes en matériau inerte chimiquement, sont prévus en des points spécifiés le long de ces colonnes pour effectuer des prélèvements d'oxygène gazeux, dans les résidus réactifs (SC), une fois que la durée allouée aux essais est terminée. Ceci nous permettra de déterminer la zone potentielle d'oxydation active. La simulation de la précipitation efficace sera assurée par un ajout périodique d'une certaine quantité d'eau (distillée), après chaque stabilisation du profil hydrique dans le système de recouvrement. Outre les mesures du pH et de la conductivité électrique de l'effluent (à l'entrée et à la sortie de la colonne), des analyses de métaux dissous seront aussi effectuées durant les essais, afin de mettre en évidence l'incidence d'un drainage minier acide (DMA) sur la qualité de l'eau d'infiltration. Un suivi du profil de température au niveau des résidus réactifs et de la couche de sable de dessus (choisie comme référence) sera assuré à l'aide de thermocouples insérées *in situ* (figure 2.3.5). La réaction d'oxydation de la pyrite en acide sulfurique et en sulfate ferreux étant exothermique, libérant 1440 kJ/mole de pyrite (Bennett et al., 1989), une augmentation anormale de la température dans les résidus, par rapport à la température ambiante, est un indicateur d'une oxydation éventuelle des sulfures (Miller et al., 1990). La colonne de référence sera également instrumentée de thermocouples pour les mêmes raisons. Pour la colonne témoin dont la barrière capillaire est constituée des résidus MB (renfermant 3% de pyrite), celle-ci sera munie de thermocouples supplémentaires placés à 5 cm de sa surface.

L'électrode utilisée pour mesurer le pH est en *epoxy à double jonction* spéciale

pour les solutions contenant des métaux lourds et des sulfures. La lecture se fait sur un pH-mètre "Cole-Parmer Digi-Sense". La conductivité électrique est mesurée à l'aide d'un conductivimètre "Cole-Parmer ATC". Les deux appareils sont à compensation automatique en température.

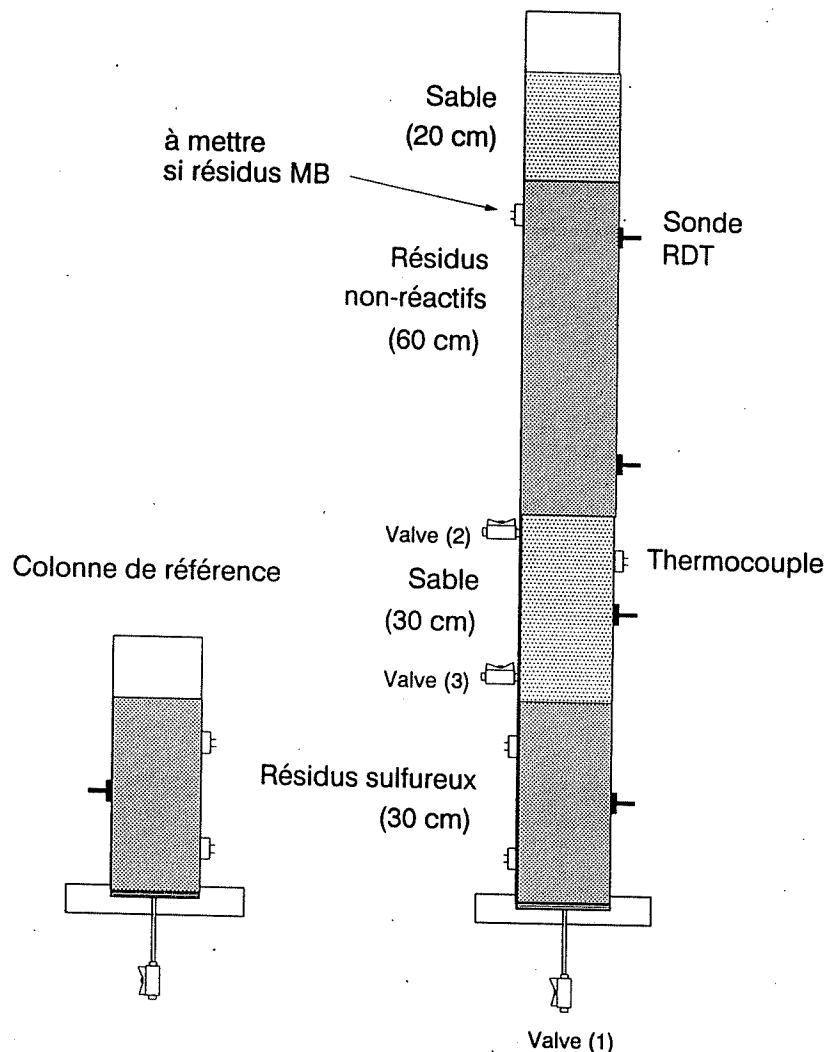


Figure 2.3.5. Schéma du dispositif expérimental avec les colonnes témoin et de référence

3.2. Système d'acquisition et traitement des données

La deuxième partie du dispositif s'articule autour d'un micro-ordinateur chargé de la gestion de l'expérience. Elle est constituée d'un système d'acquisition qui se compose d'une carte de multiplexage à 10 voies reliée à un convertisseur analogique-numérique. Les sorties analogiques des capteurs de pression et des analyseurs d'oxygène peuvent ainsi être relevées. L'acquisition des mesures de teneurs en eau est faite automatiquement par l'unité RDT.

En utilisant les fichiers créés à l'acquisition, on trace l'évolution des concentrations en fonction du temps (pour la colonne de diffusion) et des pressions en fonction de la teneur en eau (pour la colonne de drainage). Par analogie avec les courbes de diffusion obtenues dans le cas du *traceur*, le coefficient de diffusion (D) peut être déterminé par ajustement de la réponse théorique d'un traceur (éq.1.6.7) sur les points expérimentaux. Les caractéristiques hydriques des matériaux de recouvrement (ψ_a , Θ_r , Θ_s et K_s) sont calculées à partir des courbes de rétention en utilisant le programme RETC (Van Genuchten et al., 1991).

Les mesures de température, dans les colonnes témoins et de référence, sont également enregistrées. Elles serviront d'indicateur à une oxydation éventuelle des résidus sulfureux et leurs variations seront comparées à celles du pH du lixiviat.

3.3. Principe de l'expérience

3.3.1. Colonne de drainage

Dans cette colonne, deux types de matériaux seront testés: un sable et des résidus miniers non-réactifs (matériaux de recouvrement). Les matériaux seront compactés directement dans la colonne, avec une énergie constante, jusqu'à avoir la densité voulue. Des essais à différents indices des vides seront effectués pour mettre en évidence l'influence de la porosité sur les caractéristiques de rétention du matériau. Après compactage, les bougies poreuses et les sondes RDT sont insérées horizontalement dans le milieu poreux (figure 2.3.1). La colonne ainsi que les tensiomètres sont saturés sous vide avec de l'eau distillée et désaérée. Une feuille en plastique est placée au-dessus du matériau afin de minimiser l'évaporation. La position de la surface libre est réglée et la valve de drainage est ouverte. Les mesures des teneurs en eau et des pressions interstitielles sont continuellement relevées pendant le drainage de la colonne jusqu'à stabilisation du profil hydrique.

3.3.2. Colonne de diffusion

Le matériau est mélangé avec de l'eau à la teneur voulue et compacté directement dans la colonne jusqu'à avoir la densité souhaitée. Avant la mise en place du matériau, l'intérieur de la colonne a été enduit avec de la graisse à vide pour prévenir toute infiltration d'oxygène à travers la paroi.

Après avoir purgé la colonne de milieu poreux avec de l'azote gazeux, la concentration d'oxygène a été maintenue constante, à la valeur atmosphérique (20,9%),

à l'entrée de la colonne. Le suivi du front de concentration, en fonction du temps, est assuré par des prélèvements d'oxygène gazeux à travers un orifice situé à 5 cm de l'entrée (figure 2.3.4). Les mesures sont faites à l'aide d'un analyseur d'oxygène incorporant une seringue d'échantillonnage. L'analyseur est calibré à l'air libre avant chaque prélèvement. La constance de la source d'oxygène, à l'entrée de la colonne, est assurée par un analyseur en continu opérant à circuit fermé. Les modes de mesures à l'entrée et à la sortie du milieu poreux ne doivent engendrer aucune différence de pression notable modifiant le processus de transport d'oxygène par diffusion sous l'effet d'un gradient de concentration seulement. Il faut également s'assurer que le détecteur d'oxygène à l'entrée de la colonne ne consomme pas lui même une quantité appréciable d'oxygène, ce qui pourrait affecter la constance de la concentration source.

3.3.3. Colonne témoin

Les matériaux en place sont composés de sable et de résidus miniers des cinq sites choisis. Le sable dont sont constituées les couches non-capillaires est choisi de façon à vérifier les critères de filtre vis-à-vis des résidus. Il doit également présenter un grand contraste de texture par rapport au matériau fin (résidus) de la couche capillaire afin que celle-ci puisse bien jouer son rôle. La figure (2.3.6) montre la courbe granulométrique du sable utilisé.

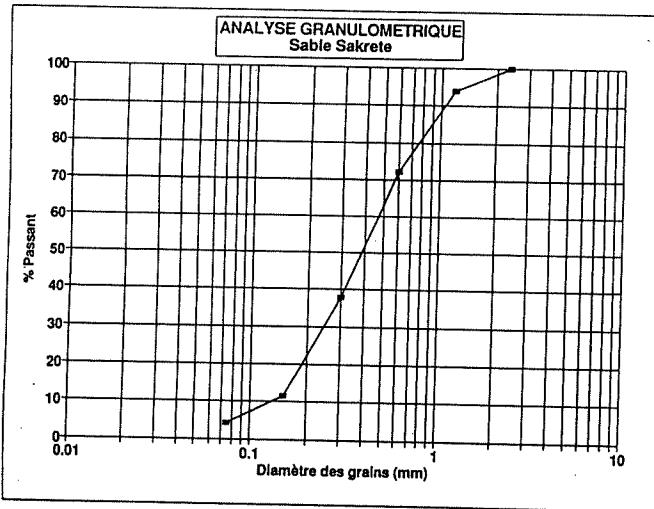


Figure 2.3.6. Courbes granulométriques du sable utilisé dans les couches non-capillaires.

La colonne, de longueur totale 150 cm (composée de 3 sections de 50 cm chacune pour faciliter la mise en place et le compactage des matériaux), est d'abord remplie avec des résidus sulfureux de Solbec-Cupra (SC) jusqu'à une hauteur de 30 cm. Ces résidus seront compactés légèrement à un indice des vides intermédiaire à ceux rencontrés sur le terrain ($e=0,7$). Une couche de sable grossier humidifié est ensuite placée sur les résidus SC. Elle constituera la couche non-capillaire. Les critères de filtre imposent une épaisseur minimale de 30 cm à cette couche (Chapuis, 1992). Les résidus d'un des quatre sites choisis (SI, SE, BE ou MB) qui vont constituer la couche de rétention capillaire, sont légèrement compactés dans la même colonne à une teneur en eau de 2% environ inférieure à l'optimum (afin d'éviter la liquéfaction du matériau); l'indice des vides souhaité est de 0,7 environ. Pour cette valeur de e , la conductivité hydraulique moyenne, évaluée à l'aide de l'équation de Pavchich modifiée (Bussière, 1993), est de l'ordre de

5×10^{-6} m/s. L'épaisseur de la couche capillaire doit vérifier la condition (1.6.37) afin qu'elle conserve son degré de saturation durant l'essai. En attendant les expériences sur la colonne de drainage, une première évaluation de cette épaisseur à partir de l'équation (1.6.37), en supposant que nos résidus s'apparentent à un silt, donne une valeur maximale de 80 cm, avec $(\psi_a)_f = -170$ cm et $(\psi_r)_g = -90$ cm (d'après Gillham (1984)). D'après les travaux de Nicholson et al. (1989), l'efficacité de la couverture est importante dans les premiers 20 à 50 cm de son épaisseur. Suite à ces résultats, nous choisissons une hauteur de 50 cm pour la barrière capillaire. Le compactage est effectué avec la même énergie sur toutes les couches. L'évaporation est minimisée par l'ajout d'une autre couche de sable de 20 cm d'épaisseur au-dessus de la couche capillaire. La configuration finale adoptée du système de recouvrement est celle représentée à la figure (2.3.5).

La colonne est ensuite saturée, à partir du bas, avec de l'eau distillée et désaérée. Avant que le niveau d'eau n'atteigne la valve 2 (située à 2 cm en-dessous de la couche capillaire), la valve 1 (à la base de la colonne) est fermée, et la saturation continue en utilisant la valve 2; la sortie étant toujours en haut de la colonne. Cette façon de procéder nous permet d'éviter une saturation de la couche capillaire par de l'eau pouvant provenir des résidus sulfureux. Les valves 2 et 3 seront gardées fermées tout au long de l'essai. Les échantillonnages seront effectués en bas de la colonne, à travers la valve 1, pour des mesures du pH et de la conductivité du lixiviat. Pour simuler les précipitations, une certaine quantité d'eau est rajoutée périodiquement à l'entrée, en haut de la colonne, après chaque stabilisation du profil hydrique dans la couverture.

Une autre colonne, de 50 cm de hauteur, renfermant des résidus sulfureux (SC) sans couverture servira comme référence lors de l'analyse des résultats.

Outre les mesures du pH et de la conductivité, des relevés de température seront également effectués sur les deux types de colonne.

La méthodologie de notre travail de recherche qui est en cours est schématisée dans la figure (2.3.7).

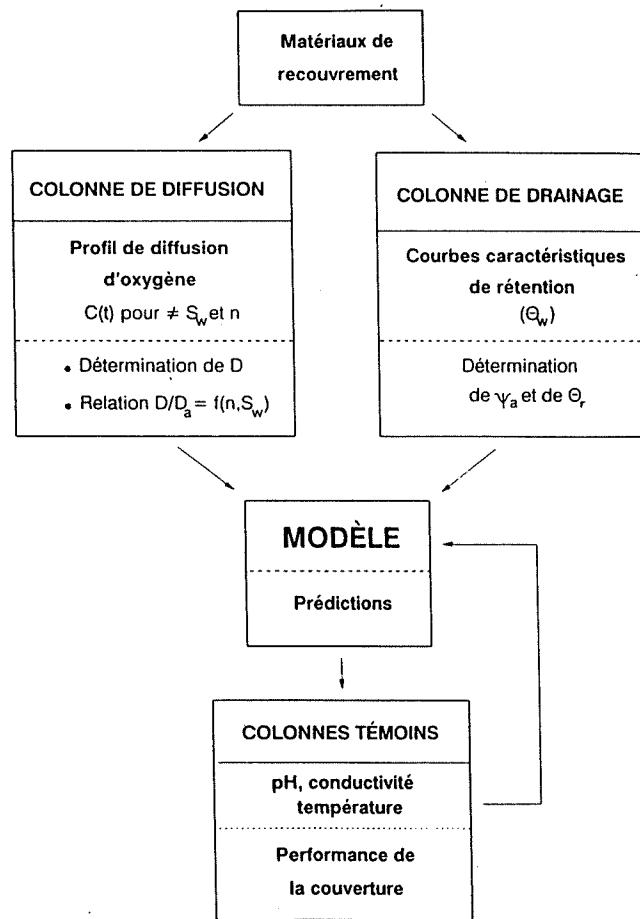


Figure 2.3.7. Méthodologie adoptée pour ce travail de recherche

4. CALCULS PRÉLIMINAIRES POUR LA PRÉDICTION DE LA PERFORMANCE DES BARRIÈRES DE RECOUVREMENT

Le concept théorique concernant le transport d'oxygène en milieu poreux a été développé dans la première partie de ce document (*cf chapitre 7*). Dans ce chapitre, nous nous contenterons d'en rappeler certains éléments essentiels à nos simulations qui consistent à examiner l'efficacité d'un système de recouvrement donné.

4.1. Estimation du coefficient de diffusion effectif

Suite aux discussions du chapitre 7 (1ère partie), le modèle de Millington-Shearer, représenté par l'équation (1.7.35), nous paraît être le plus approprié quant à l'évaluation du coefficient de diffusion d'oxygène (D) à travers un matériau poreux à une saturation donnée. La figure (2.4.1) présente un autre exemple de comparaison entre ce modèle et les données de Reardon et Moddle (1985) sur un échantillon de résidus d'uranium. Dans cet exemple, le meilleur ajustement est obtenu pour $n=0,60$, alors que la porosité de ces résidus est de 0,37 environ. n se trouve ainsi remplacé dans le modèle par $(f_c \cdot n)$, où f_c est un paramètre d'ajustement. Dans cet exemple, f_c est égal à 1,62.

Dans notre cas, les résidus dans la barrière capillaire seront compactés à un indice des vides $e \approx 0,7$, ce qui nous donne une porosité $n \approx 0,41$. La porosité du sable et la valeur de sa saturation résiduelle (S_r) sont choisies respectivement égales à 0,39 (d'après Todd, 1985; Gillham, 1984) et 0,10 (d'après Gillham, 1984; Akindunni et al., 1991). Dans la suite, les valeurs de D seront estimées à partir du modèle de Millington-Shearer ajusté sur

les résultats de Reardon et Moddle, pour la diffusion d'oxygène dans les résidus. Pour le sable, le modèle sera ajusté sur les données de Flühler (figure 1.7.13, page 113).

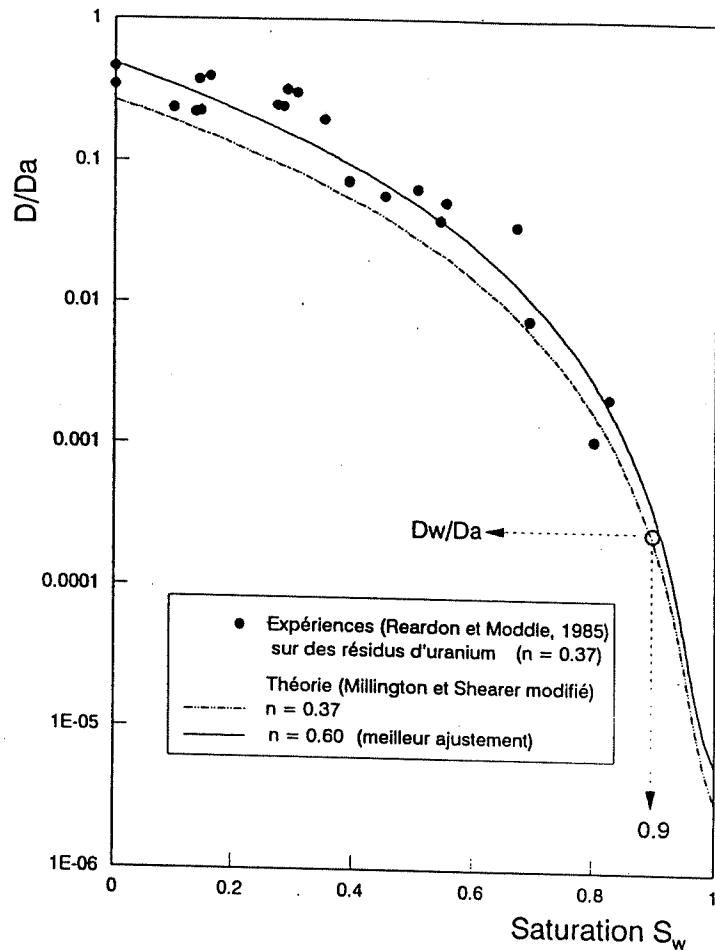


Figure 2.4.1. Profil de diffusion d'oxygène en fonction du degré de saturation.
Modèle de Millington-Shearer ajusté sur les données
de Reardon et Moddle (résidus d'uranium, $n \approx 0,37$)

On constate sur la figure (2.4.1) que la valeur de D devient égale à celle du coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau (D_w) pour un degré de saturation inférieur à 100% (soit $S_w \approx 90\%$). Ceci a été confirmé par d'autres mesures expérimentales (voir par exemple les résultats de Flühler (1973) à la figure 1.7.13, page 113). Lorsque le degré de

saturation devient supérieur à 90% environ, la phase air n'est plus continue et le transport du gaz est réduit à sa diffusion à travers les pores remplis d'eau (Matyas, 1967; Fredlund et Rahardjo, 1993). Cette constatation a des implications pratiques très importantes, puisque théoriquement les barrières en matériaux meubles maintenus à un haut degré de saturation ($S_w \geq 90\%$ environ) peuvent fournir le même niveau de réduction de diffusion d'oxygène que des couvertures aqueuses; ces dernières sont souvent considérées comme étant les plus efficaces pour limiter le DMA (SRK, 1991). Les mécanismes de transport de gaz en milieu poreux sont largement discutés par Fredlund et Rahardjo (1993).

4.2. Examen de quelques scénarios de recouvrement

Dans ce paragraphe, nous allons comparer les performances de deux types de couvertures en matériaux meubles. La première sera une barrière simple, alors que la deuxième représentera le système multicouche que nous avons adopté pour notre étude expérimentale.

Le flux d'oxygène est le paramètre critique lorsqu'on compare les taux de production d'acide. Il est contrôlé par le coefficient de diffusion effectif D . Ainsi, une réduction de D entraînera une réduction du flux d'oxygène et, par la suite, de la quantité d'acide produite.

4.2.1. Cas d'une couverture simple

L'équation décrivant la diffusion de l'oxygène à travers un milieu poreux homogène et non réactif est donnée par la seconde loi de Fick (éq.1.7.7). Pour une

couverture sur un dépôt de résidus riche en minéraux sulfureux (comme celui de Solbec-Cupra, par exemple), les conditions aux limites suivantes sont applicables:

- i) Concentration constante à la surface de la couverture: $C(z=0, t \geq 0) = C_0$.
- ii) Concentration initiale d'oxygène nulle à travers l'épaisseur L de la couverture:
 $C(0 \leq z \leq L, t=0) = 0$.
- iii) Concentration d'oxygène à la base de la couverture supposée nulle en tout temps:
 $C(z \geq L, t \geq 0) = 0$. Ceci simule une consommation rapide d'oxygène, par les minéraux sulfureux, dès qu'il atteint la limite inférieure de la couverture.

La solution de l'équation (1.7.7) est donnée par Crank (1975) et elle est représentée par la relation (1.7.16). Les figures (2.4.2 a, b et c) donnent une idée du temps nécessaire au flux pour atteindre le régime permanent. La concentration C_0 est choisie égale à la valeur atmosphérique (20,9%). Pour des coefficients de diffusion effectifs relativement élevés (entre $1,5 \times 10^{-6}$ et $3,4 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$), ce régime est atteint assez rapidement en 6 à 14 jours. Lorsque D est faible (environ $2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s} = D_w$), il faudrait beaucoup plus de temps pour atteindre le régime permanent (plus de 4 ans).

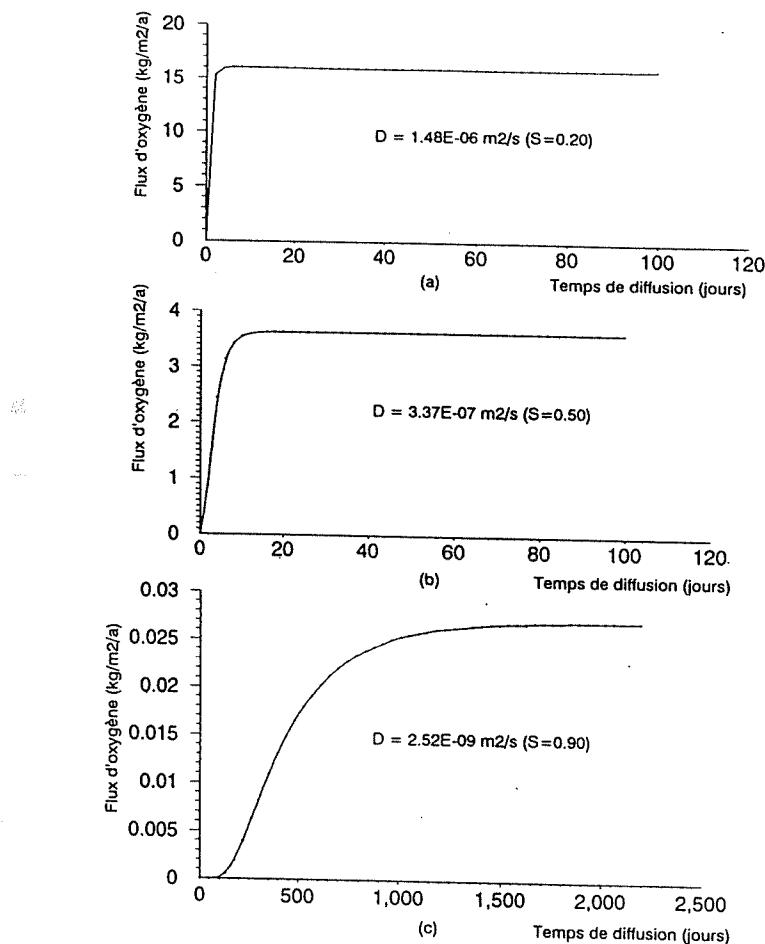


Figure 2.4.2. Courbes de diffusion d'oxygène en fonction du temps, pour différentes valeurs de D ($L=0,50 \text{ m}$).

Par ailleurs, l'épaisseur L de la barrière de recouvrement a également une influence importante sur le flux d'oxygène. À partir de la loi de Fick (éq.1.7.1, p. 85) et de la solution de Crank (1975) en régime permanent (éq.1.7.9, p. 89), Nicholson et al. (1989) ont défini l'efficacité de la couverture par le rapport $E_c=F_r/F_c$, soit:

$$E_c = \frac{\sqrt{k_r D_r}}{D_c} L + 1 \quad (2.4.1)$$

avec F_r : flux à travers les résidus sans couverture,
 F_c : flux à travers la couverture,
 k_r : constante cinétique de réaction,
 D_r : coefficient de diffusion de l'oxygène à travers les résidus,
 D_c : coefficient de diffusion de l'oxygène à travers les matériaux de recouvrement,
 L : épaisseur de la couverture.

La figure (2.4.3) montre que la réduction effective du flux d'oxygène a lieu dans les premiers 0,5 m de l'épaisseur de la couverture (voir aussi Nicholson et al., 1989). Au-delà, l'effet d'une augmentation de L n'améliore que très peu l'efficacité de la barrière. Nous remarquons aussi qu'une couverture d'épaisseur 0,5 m, saturée à 90%, serait plus efficace qu'une couverture de 4,0 m d'épaisseur avec une saturation de 80%.

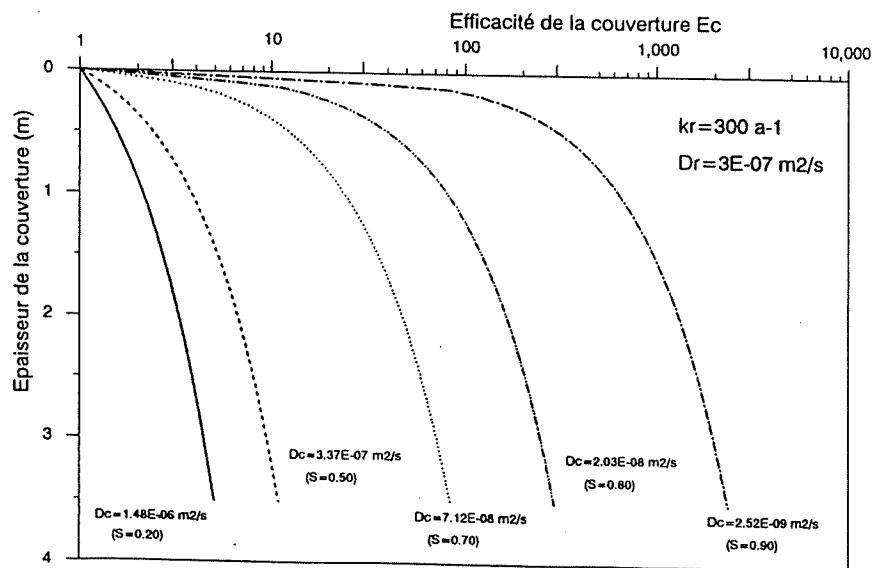


Figure 2.4.3. Performance de la couverture en fonction de son épaisseur, pour différents degrés de saturation

4.2.2. Cas d'une couverture composite

Le flux d'oxygène à travers un système multicouche, à strates horizontales, est calculé en utilisant un modèle de diffusion en régime permanent. En égalant les flux massiques (éq.1.7.1) à l'interface de chaque deux couches adjacentes, on trouve l'équation suivante:

$$\left(\frac{D_i}{L_i} \right) C_{i-1} + \left(\frac{D_{i+1}}{L_{i+1}} - \frac{D_i}{L_i} \right) C_i + \left(\frac{D_{i+1}}{L_{i+1}} \right) C_{i+1} = 0 \quad (2.4.2)$$

où l'indice i représente la ième couche.

On suppose une concentration constante égale à 20,9% (valeur atmosphérique) à la surface et une concentration nulle à la base de la dernière couche qui surmonte les résidus réactifs.

Nous considérons comme couverture composite un système à 3 couches, comme celui utilisé dans la colonne témoin (figure 2.3.5, page 137) : une couche capillaire en matériau fin (résidus non sulfureux, par exemple) confinée entre deux couches non-capillaire en matériau plus grossier (sable). Le profil de concentration d'oxygène, pour une telle couverture, est calculé en régime permanent à partir du système d'équations (2.4.2). Il est représenté à la figure (2.4.4), en même temps que celui à travers une couverture simple. La profondeur de pénétration de l'oxygène s'arrête à la base de la barrière capillaire à cause de son très faible coefficient de diffusion, les couches de sable ne servent qu'à aider la couche capillaire à conserver sa saturation. Le tableau (2.4.1) présente les flux d'oxygène calculés pour les deux scénarios de recouvrement. On constate

qu'il faudrait une épaisseur double de celle de la barrière capillaire, avec une saturation identique, pour que la couverture simple fournisse la même réduction du flux d'oxygène que la couverture composite.

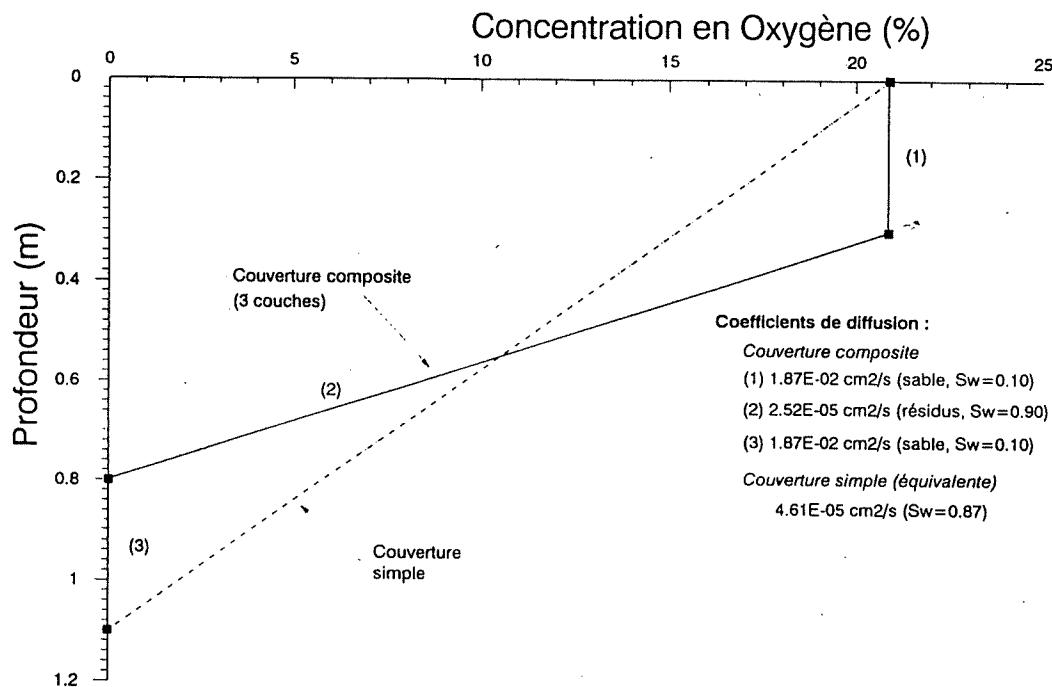


Figure 2.4.4. Profils d'oxygène pour un système multicouche et un système monocouche

Tableau 2.4.1. Paramètres utilisés pour le calcul des flux d'oxygène pour les barrières de recouvrement de la figure 2.4.4.

Couverture	Matériau	Porosité	Saturation	Epaisseur (m)	D (m^2/s)	Flux ($\text{kg O}_2/\text{m}^2/\text{an}$)
Simple	Résidus	0,41	0,87	1,10	$4,61 \cdot 10^{-9}$	0,036
Composite	Sable	0,39	0,10	0,30	$1,87 \cdot 10^{-6}$	0,036
	Résidus	0,41	0,90	0,50	$2,52 \cdot 10^{-9}$	
	Sable	0,39	0,10	0,30	$1,87 \cdot 10^{-6}$	

5. CONCLUSION

Le système de recouvrement que nous avons adopté pour nos simulations expérimentales et numériques est constitué d'une couche à granulométrie fine (couche à rétention capillaire) placée entre deux couches à granulométrie plus grossière (couches non capillaires).

Les résultats des calculs préliminaires que nous avons effectués sur une telle couverture montrent que celle-ci est efficace pour limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus réactifs si la couche capillaire maintient un haut degré de saturation. En effet, à partir d'un degré de saturation d'environ 90%, la diffusion de l'oxygène à travers cette couche devient plus faible que dans l'eau ($D \leq 2,5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$). La réduction du flux d'oxygène à travers la couverture entraîne une réduction dans la production d'acide, et par conséquent celle du DMA (drainage minier acide).

La comparaison que nous avons faite entre les différents modèles existants à ce jour, en utilisant des données de quelques expériences tirées de la littérature, montre que c'est le modèle de Millington-Shearer (1971), modifié par Collin (1987), qui donne les meilleures estimations du coefficient de diffusion d'oxygène dans un milieu granulaire constitué de particules solides. Ce modèle nécessite néanmoins d'autres validations que nous effectuerons à l'aide de nos expériences de diffusion.

RÉFÉRENCES

RÉFÉRENCES

- Aachib, M., Bues, M.A., Zilliox, L.** 1988. Déplacements miscibles en milieu poreux: effets d'un contraste de densité et de viscosité, critère de stabilité. Computer Methods and Water Resources, Vol. 5, Computational Transport Phenomena, Ed. Ouazar & Brebbia, pp. 161-174.
- Abeele, W.V.** 1986. The influence of bentonite on the permeability of sandy silts. Nuclear and Chemical Waste Management, Vol. 6, pp. 81-88.
- Akindunni, F.F., Gillham, R.W., Nicholson, R.V.** 1991. Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. Can. Geot. J. Vol. 28, pp. 446-451.
- Alther, G.R., Evans, J.C., Fang, H.-Y., Witmer, K.** 1985. Influence of inorganic permeants upon the permeability of bentonite. In Hydraulic Barriers in Soil and Rock, ASTM STP 874, pp.64-73
- Anon.** 1987. Le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation du mineraï. Environnement Canada, SPE 2/MM/3, 92 p.
- Anon.** 1990. Acid Mine Drainage : Designing for Closure. Proc. GAC/MAC Joint Annual Meeting, Bitech Pub.
- Arkesteyn, G.J.M.W.** 1980. Pyrite oxidation in acid sulphate soils: the role of microorganisms. Plant and Soil, Vol. 54, pp. 119-134.
- Arya, L.M., Paris, J.F.** 1981. A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristics from particle-size distribution and bulk density data. Soil Sci. Soc. Am. J., Vol.45, pp. 1023-1030.
- Astarita, G.** 1967. Mass transfer with chemical reaction. Elsevier Publishing Company.
- Aubertin, M.** 1991. La problématique de la gestion des résidus miniers au Québec. Collection Environnement et Géologie, Vol. 12, Bouchard, M.A., Bérard, J. et Delisle, C.E. (éds), pp. 139-152.
- Aubertin, M.** 1992. Ouvrages des retenue et de confinement pour les résidus miniers. Notes du cours GML-6106 : Contrôles hydrogéologiques des contaminants (non publiées). Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

- Aubertin, M., Bussière, B.** 1991. Étude préliminaire - Évaluation des barrières sèches construites à partir de résidus miniers alcalins. Rapport soumis au Centre de recherches minérales. Projet C.D.T. P1610, École Polytechnique de Montréal, 46p.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P.** 1990. Projet de recherche, Parc à résidus miniers Manitou-Barvue, Devis Technique, Rapport soumis au centre de recherches minérales, Projet C.D.T. P1537 (sept. 1990), 30 p.
- 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, pp. 1-22.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bussière, B., Aachib, M.** 1992a,b,c. Projet de recherche concernant l'évaluation des barrières sèches construites à partir de résidus miniers alcalins. Rapports d'avancement soumis au centre de recherches minérales, Projet C.D.T. p1622, École Polytechnique de Montréal, (#1, 1992a) 77p.; (#2, 1992b) 125p.; (#3, 1992c) 164p.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bussière, B., Aachib, M.** 1993. Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de revêtement pour limiter le DMA. Symposium International Géologie et Confinement des Déchets Toxiques, Géoconfine 93, Montpellier, France (à paraître).
- Baker, E.G., Hartley, J.N., Freeman, H.D.** 1984. Asphalt Emulsion Radon Barrier Systems for Uranium Mill Tailings - A Summary of Technology; 6th Symposium on Uranium Mill Tailings Management, Fort Collins, Colorado, pp. 235-244.
- Baker, T.H.W., Goodrich, L.E.** 1987. Measurement of soil water content using the combined time-domain reflectometry - thermal conductivity probe. Can. Geotech. J., Vol. 24, pp. 160-163.
- Ball, J.W., Jenne, E.A., Cantrell, M.W.** 1981. WATEQ3: A Geochemical Model with Uranium Added, U.S. Geological Survey, Open File Report 81-1183.
- Barbour, S.L.** 1990. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers : Discussion. Can. Geotech. J., Vol. 27, pp. 398-401.
- Barton-Bridges, J.P., Robertson, A.M.** 1989. Geotechnical considerations in the control of acid mine drainage. Geotechnical Aspects of Tailings Disposal and Acid Mine Drainage, Vancouver, Canadian Geotechnical Society.

- Bear, J.** 1972. Dynamics of fluids in porous media. Dover Publications, Inc. New York.
- Beedlow, P.A.** 1984. Design of Vegetation Covers for Long-Term Stabilization of Uranium Tailings, BPNW publications NUREG/CR-3764.
- 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. International Symposium on Biohydrometallurgy, Jackson Hole, Wyoming, August 13-18.
- Bonaparte, R. (Editor)** 1990. Waste Containment Systems: Construction, Regulation and Performance. ASCE Geotechnical Special Pub. no. 26.
- Bowles, J.E.** 1984. Physical and Geotechnical Properties of Soil. McGraw-Hill.
- Brooks, R.H., Corey, A.T.** 1964. Hydraulic properties of porous media. Hydrology Paper No.3, Colorado State Univ., Fort Collins, Colorado, 27 p.
- Brooks, B.W., Peters, T.H., Winch, J.E.** 1989. Manual of Methods used in the Revegetation of Reactive Sulphide Tailings Basins. Final Report, MEND Project 2.24.1, CANMET.
- Bussière, B.** 1993. Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrières de recouvrement. Mémoire de Maîtrise (M.Sc.A), Dépt. Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal (à paraître).
- Bues, M.A., Aachib, M., Zilliox, L.** 1989. Incidence of heterogeneities on pollutant transport - Density and viscosity contrasts of the liquid phase - Structure of solid matrix. Contaminant Transport in Groundwater, Kobus & Kinzelbach (eds), Balkema, Rotterdam, pp. 251-257.
- Caldwell, J.A., Hobbs, B.T.** 1987. Environmental geotechnology and tailings reclamation. Geotechnical Practice for Waste Disposal, ASCE, pp. 362-376.
- Carsel, R.F., Parrish, R.S.** 1988. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. Water Resour. Res., Vol. 24, pp. 755-769.
- Carslaw, H.S., Jaeger, J.C.** 1959. Conduction of heat in solids. Oxford University Press, London.
- Caruccio, F.T., Geidel, G., Pelletier, A.** 1980. The Assessment of a Stratum's Capability to Produce Acid Drainage. Proceedings Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), pp. 437-443.

- Caruccio, F.T.** 1984. The Nature, Occurrence and Prediction of Acid Mine Drainage from Coal Strip Mines. A study guide for a mini-course; 1984 National Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY).
- Caruccio, F.T., Geidel, G.** 1983. The Effect of Plastic Liner of Acid Loads/DLM Site, WV; Proc. 4th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symp., Clarksburg, Virginie-Orientale.
- Cathles, L.M.** 1979. Predictive Capabilities of a Finite Difference Model of Copper Leaching in Low Grade Industrial Sulfide Waste Dumps. *Math. Geol.*, 11, 2, pp. 175-190.
- Cathles, L.M., Schlitt, W.J.** 1980. A Model of the Dump Leaching Process that Incorporates Oxygen Balance, Heat Balance and Two Dimensional Air Convection; Schlitt W.J. (ed.), Proc. Symp. on Leaching and Recovering Copper from As-Mined Materials, Las Vegas, pp. 9-15.
- Chapuis, R.P., Marcotte, M.** 1991. Évaluation de la performance hydraulique globale des tapis de sol-bentonite, argile, géomembranes. Première Conférence Canadienne de géotechnique environnementale. Éds. Chapuis & Aubertin, pp. 245-252.
- Chapuis, R.P., Pouliot, G.** 1990. Détermination de la teneur en bentonite de mélanges d'étanchéité sable-bentonite par diffractométrie des rayons-X. Rapport CDT, École Polytechnique de Montréal, juin 1990, 32 p.
- Chapuis, R.P.** 1990a. Sand-bentonite liners : field control methods. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 27, no.2, pp. 216-223.
- Chapuis, R.P.** 1990b. Sand-bentonite liners : predicting permeability from laboratory tests. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 27, no.1, pp. 47-57.
- Chapuis , R.P.** 1991. Contrôles hydrogéologiques pour l'entreposage des résidus miniers. Collection Environnement et Géologie, Vol.12, pp.185-204.
- Chapuis, R.P.** 1992. Contrôles hydrogéologiques des contaminants. Notes du cours GML-6106 (non publiées). Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.
- Chapuis, R.P., Beaudry, D.** 1989. Conductivité hydraulique des tapis sol-bentonite. Proc. 12th ICSMFE, Rio de Janeiro, Brazil, Vol.3, pp. 1861-1864.

- Chapuis, R.P., Lavoie, J., Girard, D.** 1990. Conception, construction, performance et réparations des tapis sol-bentonite de deux étangs. Proc. 43rd Canadian Geotechnical Conference, Québec, pp. 349-358.
- Chapuis, R.P., Montour, I.** 1990. Évaluation de l'équation de Kozeny-Carman pour prédire la conductivité hydraulique. Compte rendu, 45e Conférence Canadienne de Géotechnique, Toronto, pp. 1-10.
- Chen, P.K., Keshian, B.Jr., Guros, F.B.** 1988. Settlement of uranium mill tailings. Hydraulic Fill Structures, ASCE, pp. 227-253.
- CMA (California Mining Association)** 1992. Mine Waste Management. Hutchison, I.P.G. et Ellison, R.D. (Editors), pp. 201-271.
- Collin, M.** 1987. Mathematical Modelling of Water and Oxygen Transportation in Layered Soil Covers for Deposits of Pyritic Mine Tailings ; thèse de doctorat, 16 avril, Royal Institute of Technology, Suède.
- Collin, M., Rasmussen, A.** 1990. Mathematical Modelling of Water and Oxygen Transport in Layered Soil Covers for Deposits of Pyritic Mine Tailings. In Acid Mine Drainage : Designing for Closure. GAC-MAC Annual Meeting, may, pp. 311-333.
- Corey, A.T.** 1954. The interrelation between gas and oil relative permeabilities. Producer's Monthly No. 1, Vol. 19, pp. 38-41
- Crank, J.** 1975. The mathematics of diffusion. 2nd ed. Clarendon Press, Oxford, United Kingdom.
- CRI (Coastech Research Inc)** 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual - A manual of chemical evaluation procedures for the prediction of acid generation from mine wastes. Prepared for CANMET-MSL Division, Département of Energy, Mines and Resources, Canada.
- Crooks, V.E., Quigley, R.M.** 1984. Saline leachate migration through clay: A comparative laboratory and field test investigation. Canadian Geotechnical Journal, Vol. 21, pp. 349-362.
- CSIRO** 1990. Pyelab TDR System - Users Guide, Version 2.70.
- CSIRO** 1993. Pyelab TDR System - An Introduction. 8 p.
- Currie, J. A.** 1960. Gaseous diffusion in porous media. Part 1 : A non-steady state method. Part 2: Dry granular materials. Brit. J. Appl. Physics, vol. 11, pp.314-324.

- D'Appolonia, D.J.** 1980. Soil-bentonite slurry trench cutoffs. ASCE Journal of the Geotechnical Engineering Division, 106, pp. 399-417.
- Davis, J.L. et Chudobiak, W.J.** 1975. In-situ meter for measuring relative permittivity of soils. Geological Survey of Canada Paper 75-1A, pp.75-79.
- Davis, G.B., Ritchie, A.I.M.** 1983. A Model of Pyritic Oxidation in Waste Rock. Proceedings Mining, Milling and Waste Treatment including Rehabilitation with Emphasis on Uranium Mining, Darwin, Australie, pp. 22-1 à 22-13.
- Davis, G.B., Ritchie, A.I.M.** 1986. A Model of Oxidation in Pyritic Mine Waste: Part 1, Equations and Approximate Solution. Appli. Math. Modelling, Vol. 10, p. 314-322.
- Denholm, E., Hallam, R.** 1991. A review of acid generation research at the Samatosum mine. Reclamation and Sustainable Development, Proc. 15th Ann. B.C. Mine Reclamation Symp. Kamloops, pp. 389-397.
- Doepker, R.D., Pamela, L.D.** 1991. Laboratory study of submerged metal-mine. Tailings 1: Effect of solid-liquid contact time and aeration of contaminant concentrations. Mine Water and the Environment, Vol. 10, pp. 29-42.
- Duplancic, N., Dayal, U., Colella, J.C.** 1987. Hazardous waste landfill cap system stability. Geotechnical Practice for Waste Disposal, ASCE, pp. 432-446.
- EPA (Environmental Protection Agency)** 1989. Requirements for Hazardous Waste Landfill Design, Construction, and Closure. Seminar Publication EPA/625/4-89/022.
- EPA (Environmental Protection Agency)** 1991. Design and Construction of RCRA/CERCLA Final Covers. EPA/625/4-91/025. 145 p.
- Farmer, E.E., Richardson, B.Z.** 1981. Acid Mine Waste Revegetation : Influence on Soil - Water Quality. United States Dept. of Agriculture, Forest Service, Research Paper INT-226, 8 p.
- Felmy, A.R., Girvin, D.C., Jenne, E.A.,** 1984. MINTEQ-Computer Program for Calculating Aqueous Geochemical Equilibrium. Battelle Pacific Northwest Laboratories, Richland, Washington, U.S.A.
- Ferguson, K.D., Erickson, P.M.** 1986. Pre-Mine Prediction of Acid Mine Drainage. Environmental Impact and Management of Mine Tailings and Dredged Materials. Salomans, W. et U. Forstner (éd.), Springer Verlag, Heidelberg, RFA.

- Filion, M., Sirois, L., Ferguson, K.** 1990. Acid Mine Drainage Research in Canada. Colloque sur la réduction et le drainage des effluents acides générés par les activités minières, NEDEM, pp. 7-34.
- Flühler, J.** 1973. Sauerstoffdiffusion im Boden. Mitteilungen der Schweizerische Ansalt für das forstliche Versuchswesen, Vol. 49, pp. 125-250 (en allemand).
- Fredlund, D.G., Rahardjo, H.** 1993. Soil mechanics for unsaturated soils. A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, Inc., 517 p.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A.** 1979. Groundwater, Prentice-Hall.
- Frind, E.O., Gillham, R.W., Pickens, J.F.** 1976. Application of unsaturated flow properties in the design of geologic environments for radioactive waste storage facilities. Proceedings of the First International Conference on Finite Elements in water Resources, Princeton University.
- Garga, V.Y., Smith, H.R., Scharer, J.M.** 1983. Abondonment of acid generating mine tailings. Proc. 7th PanAm Conf. Soil Mech. and Found. Engng, Vol.2, pp. 613-626.
- Geidel, G., Caruccio, F.T.** 1984. A field Evaluation of the Selective Placement of Acidic Material within the Backfill of a Reclaimed Coal Mine. Proceedings 1984 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), pp.122-131.
- Gillham, R.W.** 1984. The capillary fringe and its effects on the water-table response. J. Hydrology, Vol. 67, pp. 307-324.
- Gillham, R.W., Robin, M.J.L., Dytynyshyn, D.J., Johnston, H.M.** 1984. Diffusion of nonreactive and reactive solute through fine-grained barrier materials. Can. Geotech. J., Vol. 21, pp. 541-550.
- Gupta, S.C., Larson, W.E.** 1979. Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent and bulk density. Water Resour. Res., Vol. 15, pp. 1633-1635.
- Halbert, B.E., Scharer, J.M., Knapp, R.A., Gorber, D.M.** 1983. Determination of Acid Generation Rates in Pyritic Mine Tailings. Fifty-sixth Annual Conference of the Water Pollution Control Federation, October 2-7, Atlanta, Georgia,k.
- Harries, J.R., Ritchie, A.I.M.** 1990. Australian Experience in Controlling Acid Generation in Mine Waste Rock Dumps. In Acid Mine Drainage : Designing for

- Closure. GAC-MAC Annual Meeting. pp. 231-239.
- Haverkamp, R., Vauclin, M., Touma, J., Wierenga, P.J., Vachaud, G.** 1977. A comparison of numerical simulation models for one-dimensional infiltration. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, Vol. 41, pp. 285-294.
- Hillel, D.** 1971. *Soil and Water: Physical Principles and Processes*. Academic Press, New York.
- Hillel, D.** 1980. *Applications of Soil Physics*, Academic Press, New York, N.Y.
- Hillel, D., Talpaz, H.** 1977. Simulation of soil water dynamics in layered soils. *Soil Sci.*, Vol. 123, pp. 54-62.
- Hutchison, I.P., Ellison, R.D.** 1992. *Mine Waste Management*. California Mining Association. 654 p.
- Jaynes, D.B., Rogowski, A.S, Pionke, H.B.** 1984. Acid Mine Drainage from Reclaimed Coal Strip Mines 1. Model Description. *Water Resources Research*, Vol. 20, pp. 233-242.
- Jegat, H.** 1975. Etude expérimentale et simulation d'écoulement de fluides miscibles en milieux poreux non saturés. Thèse de doctorat de 3ème cycle, Université Scientifique et Médicale et Institut National Polytechnique de Grenoble.
- Johnson, R.L., Palmer, C.D., Fish, W.** 1989. Subsurface Chemical Processes. EPA/625/4-89/019, Seminar Publication, Transport and Fate of Contaminants in the Subsurface, pp. 41-56.
- KEL (Kilborn Engineering (B.C.) LTD.)** 1990. Workshop on Moddeling of Reactive Tailings. Sponsored by the MEND Prediction Committee. Final Report.
- Keng, J.C.W. et Topp, G.C.** 1983. Measuring water content of soil columns in the laboratory: a comparison of gamma ray attenuation and TDR techniques. *Can.J.Soil Sci.*, Vol.63, pp.37-43.
- Keshian, B.Jr., Rager, R.E.** 1988. Geotechnical properties of hydraulically placed uranium mill tailings. *Hydraulic Fill Structures, ASCE*, pp. 227-253.
- Kimball, B.A., Lemon, E.R.** 1971. Air turbulence effects upon soil gas exchange. *Soil Science Society of America Proceedings*, Vol. 35, pp. 16-21.

- Kleinmann, R.L.P., Crerar, D.A., Pacelli, R.R.** 1981. Biogeochemistry of Acid Mine Drainage and a Method to Control Acid Formation. *Mining Engineering*, pp. 300-304.
- Knight, J.H.** 1992. Sensitivity of Time Domain Reflectometry Measurements to Lateral Variations in Soil Water Content. *Water Resour. Res.*, Vol. 28, No. 9, pp. 2345-2352.
- Koerner, R.M.** 1984. Construction and Geotechnical Methods in Foundation Engineering. McGraw-Hill.
- Konasewich, D., Jones, C., Morin, K., Gerencher, E.** 1990. Hydrogeological Assessment and Development of AMD Control Technology for Myra Falls Waste Rock. Report Submitted to B.C. Acid Mine Drainage Task Force by North West Geochem., 130p.
- Kovács, G.** 1981. Seepage Hydraulics. Elsevier Scientific Pub. Cie, Amsterdam.
- Lai, S.H., Tiedje, J.M., Erickson, A.E.** 1976. In-situ measurement of gas diffusion coefficient in soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, Vol. 40, pp. 3-6.
- Lambe, T.W., Whitman, R.V.** 1979. Soil Mechanics, SI Version. John Wiley and Sons, New York.
- Landva, A., Knowles, G.D. (Editors)** 1990. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice. ASTM STP 1070.
- Lapakko, K., Antonson, D.** 1990. Treatment of Waste Rock Drainage with Limestone Beds. In Acid Mine Drainage : Designing for Closure. GAC-MAC Annual Meeting. pp. 273-283.
- Larson, Ned B., Goering, T.J.** 1991. Transient drainage from UMTRA tailings. ASCE, Geotechnical Engineering, UMTRA Tailings, pp. 1112-1122.
- Lawrence, R.W.** 1990. Laboratory Procedures for the Prediction of Long Term Weathering Characteristics of Mining Wastes. GAC/MAC Joint Annual Meeting. Acid Mine Drainage: Designing for Closure. Vancouver, B.C., Canada.
- Leach III, E.G., Caruccio, F.T.** 1991. The effect of hydrologic zonation upon the acid production potential of pyritic rock. Proceedings of 12th annual West Virginia Mine Drainage Task Force, Morgantown, WV, 14 p.

- L'Ecuyer, M., Chapuis, R.P., Aubertin, M.** 1992. Propriétés hydro-géotechniques des résidus miniers de Solbec et Cupra, Québec. Proceedings, 45th Canadian Geotechnical Conference, Toronto, (à paraître).
- Lemon, E.R., Erickson, A.E.** 1952. The measurement of oxygen diffusion in the soil with a platinum microelectrode. *Soil Sci. Soc. Proc.*, pp. 160-163.
- Look, B.G., Reeves, I.N.** 1992. The Application of Time Domain Reflectometry in Geotechnical Instrumentation. *Geotechnical Testing Journal, GTJODJ*, Vol. 15, No. 3, pp. 277-283.
- Lopes, R.F., Buettner, W.G.** 1991. Design and construction quality assurance of a soil-bentonite liner. Première Conférence Canadienne de géotechnique environnementale, Eds. Chapuis & Aubertin, pp. 193-200.
- Mabes, D.L., James, H.H., Williams, R.E.** 1977. Physical properties of Pb-Zn mine-process wastes. Proceedings, Conference on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials, ASCE, pp. 103-117.
- Magnusson, M., Rasmuson, A.** 1983 (in SRK, 1991). Transportberäkningar pd vittringsforloppet i gruvavfall, The National Swedish Environmental Protection Board, rapport SNV PM 1689.
- Marcoux, L., Grenier, R.A.** 1990. Simulation de l'inondation du parc à résidus de la Solbec-Cupra. Colloque sur la Réduction et le Drainage des Effluents Acides Générés par les Activités Minières, Conférences, NEDEM, pp. 97-114.
- Marshall, T.J.**, 1959. The diffusion of gases through porous media. *J. Soil Sci.*, Vol.10, pp. 79-82.
- Markos, G., Bush, K.J.** 1982. Physico-chemical processes in uranium mill tailings and their relationships to contamination, Proceedings of Two NEA Workshops on Uranium Ore Processing/Tailings Conditioning for Minimizing Long Term Environmental Problems in Tailings Disposal, Colorado State University, Fort Collins, 1981, OECD Nuclear Energy Agency, Paris, France, pp. 99-114, 1982.
- Marron, J.-C., Simard, C., Laganiere, G.** 1990. Analyse statistique du pourcentage de bentonite dans un mélange sol-bentonite réalisé in situ. *Proc. CSCE Annual Conference*, Hamilton, Ont., Vol.I(2), pp. 610-625.
- Matyas, E.L.** 1967. Air and water permeability of compacted soil, in *Permeability and Capillary of Soils*, ASTM STP 417 Amer. Soc. Testing and Materials, pp. 160-175.

- Matyas, E.L., Welsh, D.E., Reades, D.W.** 1984. Geotechnical parameters and behaviour of uranium tailings. *Can. Geotech. J.*, Vol. 21, pp. 489-504.
- Mc Keon, T.J., Tyler, S.W., Mayer, D.W., Reisenauer, A.E.** 1983. TRUST-II Utility Package: Partially Saturated Soil Characterization, Grid Generation, and Advective Transport Analysis, NUREG/CR-3443, PNL-4805, RU, Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington, D.C., january.
- Miller, L.** 1990. Cover design. Lecture Notes. Tailings Engineering and Management. Colorado State University.
- Miller, E.E., Gardner, W.H.** 1962. Water infiltration into stratified soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, Vol. 26, pp. 115-118.
- Miller, S.D., Jeffery, J.J., Murray, G.S.C.** 1990. Identification and Management of Acid Generating Mine Wastes - Procedures and Practices in South-East Asia and the Pacific Regions. GAC/MAC Joint Annual Meeting. Acid Mine Drainage: Designing for Closure. Vancouver, B.C., Canada.
- Millington, R.J.** 1959. Gas diffusion in porous media. *Science*, Vol. 130, pp. 100-102.
- Millington, R.J., Shearer, R.C.** 1971. Diffusion in aggregated porous media. *Soil Science*, Vol. 111, pp. 372-378.
- Millington, R.J., Quirk, J.P.** 1961. Permeability of porous solids. *Faraday Soc. Trans.*, Vol. 57, pp. 1200-1206.
- Mittal, H., Morgenstern, N.R.** 1976. Seepage control in tailings dams. *Can. Geotech. J.*, Vol. 13: pp. 277-293.
- Moffitt, L.R.** 1964. Time Domain Reflectometry - Theory and Applications. *Eng. Des. News*, Nov. 1964, pp. 38-44.
- 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.** 1974. A conceptual model of hysteresis. *Water Resour. Res.*, Vol. 10, pp.514-520.
- Mualem, Y.** 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.*, Vol. 12, pp. 513-522.
- Mualem, Y.** 1986. Hydraulic conductivity of unsaturated soils: Prediction and formulas.

- In A. Klute (ed.). Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Agron. Monogr. 9 (2nd ed.). American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp. 799-823.
- Nadler, A., Dasberg, S., Lapid, I.** 1991. Time Domain Reflectometry Measurements of Water Content and Electrical Conductivity of Layered Soil Columns. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 55, pp. 938-943.
- Nicholson, R.V.** 1984. Pyrite oxidation in carbonate-buffered systems: experimental kinetics and control by oxygen diffusion in porous media. Ph.D. thesis, University of Waterloo, Waterloo, Ont.
- 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, pp. 1-8.
- Nicholson, R.V., Akindunni, F.F., Sydor, R.C., Gillham, R.W.** 1991. Saturated tailings covers above the water table : The physics and criteria for design. Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, NEDEM 1991, pp. 443-460.
- Nolan, Davis and Associates** 1987. Study of Acid Waste Rock Management at Canadian Base Metal Mines ; étude préparée pour Énergie, Mines et Ressources Canada (CANMET) DSS no 23317-6-1738/01-SQ.
- Nordstrom, D.K.** 1982. Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. In Acid Sulfate Weathering, Soil Science Society of America, Special Publication 10, pp. 37-56.
- Oakley, R.E.** 1987. Design and performance of earth-lined containment systems. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, ASCE, pp. 117-136.
- Oweis, I.S., Khera, R.P.** 1990. Geotechnology of Waste Management. Butterworths.
- Papendick, R.I., Runkles, J.R.** 1965. Transient-state oxygen diffusion in soil: I. The case when rate of oxygen consumption is constant. *Soil Sci.*, Vol. 100, pp. 251-261.
- Parlange, J.Y.** 1976. Capillary hysteresis and relationship between drying and wetting curves. *Water Resour. Res.*, Vol. 12, pp. 224-228.
- Patterson, D.E. et Smith, M.W.** 1985. Unfrozen water content in saline soils : results using time domain reflectometry. *Canadian Geotechnical Journal* 22, pp.95-101.

- Patterson, R.J.** 1987. Environmental and reclamation measures at Equity Silver Mines Ltd., Proc. Acid Mine Drainage Seminary/Workshops, Halifax, N.S., Environment Canada, p. 457-477.
- Perkins, T.K., Johnston, O.C.** 1963. A review of Diffusion and Dispersion in Porous Media. *Journal of the Society of Petroleum Engineers*, Vol. 17, pp. 70-83.
- Perry, R.H., Chilton, C.H.** 1973. *Chemical Engineer's Handbook*, 5e éd., McGraw-Hill, New York, p. 19-46 à 19-57 et 25-8.
- Perry, E.F.** 1985. Overburden Analysis: An Evaluation of Methods. Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), p. 369-375.
- Pfunkkuch, H.O.** 1963. Contribution à l'étude des déplacements de fluides miscibles dans un milieu poreux. *Rev. Inst. Fr. Petrol.*, No 2, Vol. 18, pp. 215-270.
- Philip, J.R.** 1957. The theory of infiltration: 6: Effect of water depth over soil. *Soil Sci.*, Vol. 85, pp. 278-286.
- Philip, J.R.** 1969. Theory of infiltration. *Advan. Hydroscience*, Vol. 5, pp. 216-296.
- Polubarinova-Kochina, P. Ya.** 1962. *Theory of Ground Water Movement* (in Russian). English transl. by R.J.M. De Wiest, Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Pyrih, R.Z., Rouse, J.V.** 1989. Attenuation processes: a viable regulatory alternative. Environmental Hazards Conference and Exposition, Bellevue, Washington. Preprint. February 14-16.
- Quigley, R.M., Yanful, E.K., Fernandez, F.** 1987. Ion transfer by diffusion through clayey barriers. Proceedings of ASCE Specialty Conference on Geotechnical Aspects of Waste Disposal, Ann Arbor, pp. 137-158.
- Rasmussen, A., Eriksson, J.C.** 1986. Capillary Barriers in Covers for Mine Tailing Dumps. National Swedish Environmental Protection Board, rapport no 3307, Stockholm.
- Rasmussen, A., Eriksson, J.C.** 1987. Capillary barriers in covers for mine tailing dumps. Report 3307, The National Swedish Environmental Protection Board.
- Rawls, W. J., Brakensiek, D.L., Saxton, K. E.** 1982. Estimating soil water properties. *Transactions, ASAE*, 25(5), pp. 1316-1320.

- Reardon, E.J., Moddle, P.M.** 1985. Gas diffusion coefficient measurements on uranium mill tailings : implications to cover layer design. *Uranium*, Vol. 2, pp. 111-131.
- Reisenauer, A.E., Key, K.T., Narasimhan, T.N., Nelson, R.S.** 1982. TRUST: A Computer Program for Variably Saturated Flow in Multidimensional, Deformable Media; PNL-3975, (NUREG/CR-2360) Pacific Northwest Laboratory, Rickland, Washington.
- Reible, D.D., Shair, F.H.** 1982. A technique for the measurement of gaseous diffusion in porous media. *Journal of Soil Science*, Vol. 33, pp. 165-174.
- Ricca, V.T., Shutz, R.R.** 1979. Acid Mine Drainage Modelling of Surface Mining. Proceedings 1st International Mine Drainage Symposium, pp. 651-670.
- Ritcey, G.M.** 1989. Tailings Management, Problems and Solutions in the Mining Industry. Elsevier. 970 p.
- Ritcey, G.M.** 1991. Deep Water Disposal of Pyritic Tailings - A Simulation for Acid Prediction. Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal, Vol.1, pp. 421-442.
- Ritcey, G.M., Silver, M.** 1987. Use of bog cover to inhibit sulphide oxidation in tailings, Unpublished data, CANMET, Energy, Mines and Resources, Canada.
- Ross, B.** 1990. The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resour. Res.*, Vol. 26, pp. 2625-2629.
- Rowe, R.K.** 1987. Pollutant Transport Through Barriers. Proceedings of Geotechnical Practice for Waste Disposal'87/GT Div. ASCE/Ann Arbor, MI, pp. 159-181.
- Rowe, R.K., Booker, J.R.** 1990. Pollute V5.0 1-D Pollutant Migration through a Non Homogenous Soil, User Manual. Geotechnical Research Center. Faculty of Engineering Science, The University of Western Ontario. Report No. GEOP 90-1.
- Rowe, R.K., Caers, C.J., Baronne, F.** 1988. Laboratory determination of diffusion and distribution coefficients of contaminants using undisturbed clayey soil. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 15, pp. 108-118.
- Senes** 1984. Assessment of the Mechanisms of Bacterially Assisted Oxidation of Pyritic Uranium Tailings. Programme National de recherche sur les résidus d'uranium, Énergie, Mines et Ressources, Ottawa.

- Senes et Beak (Consultants Limited)** 1986. Estimation of the Limits of Acid Generation by Bacterially-Assisted Oxidation in Uranium Mill Tailings ; DSS File 315SQ.23241-5-1712. Report prepared by Senes Consultants and Beak Consultants for the National Uranium Tailings Program. Energy, Mines and Resources Canada, Ottawa, Ont.
- Senes Consultants** 1986. Alternative Uranium Mill Process Alternatives. Research Report for the National Uranium Tailings Program Office, CANMET, EMR.
- Shackelford, C.D.** 1991. Laboratory diffusion testing for waste disposal. A review. *J. Contam. Hydrol.*, 7, pp. 177-217.
- Shackelford, C.D., Daniel, D.E.** 1991. Diffusion in saturated soil, I. Background, *Am. Soc. Civ. Eng., Geotech. Eng.*, 117(3).
- Sheremata, T.W., Yanful, E.K., St-Arnaud, L.C., Payant, S.C.** 1991. Flooding and lime addition for the control of acidic drainage from mine waste rock : a comparative laboratory study. Première Conférence Canadienne de géotechnique environnementale. Éds. Chapuis & Aubertin, pp. 417-423.
- Silver, M.** 1986. Analytical Techniques - A Research on the Abatement of Bacterial Acid Generation in Pyritic Tailings, CANMET Report 86-3E.
- Smith, E.E., Shumate, K.S.** 1970. Water Pollution Contamination Reservoir Report No. 14010 FPS DAST-40, U.S. Dept. Int., FWPCA.
- Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R., Smith, R.M.** 1978. Field and Laboratory Methods Applicable to Overburden and Minesoils. EPA-600/2-78-054.
- Sobek, A.A.** 1987. The use of Surfactant to prevent AMD in Coal Refuse and Base Metal Tailings ; Proc. Acid Mine Drainage Seminar/Workshop, Halifax, N.-É., 23-26 mars, Environnement Canada, catalogue no EN 40-11-7/1987.
- Soilmoisture** 1989. Trase System I. Moisture Measurement for Agriculture and the Earth Sciences by Time Domain Reflectometry. Operating Instructions.
- Southwood, J.** 1990. RATAP.BMT - A Predictive Model for Reactive Tailings. Colloque sur la Réduction et le Drainage des Effluents Acides Générés par les Activités Minières, Val-d'or, pp. 199-208.
- Spires, A.C.** 1975. Studies on the use of overburden soils in facilitating vegetation growth on high sulphide tailings, M.Sc. Thesis, Dept. of Biology, Laurentian University, Sudbury.

- Srinilta, S., Nielsen, D.R., Kirkham, D.** 1969. Steady flow of water through a two-layer soil. *Water Resour. Res.*, Vol. 5, pp. 1053-1063.
- SRK (Steffen Robertson and Kirsten (B.C.) Inc.)** 1986. Report 58901, The Technology of Uranium Tailings Covers DSS Report 15SQ.23241-5-1709 ; rapport préparé pour le Programme national de recherche sur les résidus d'uranium. Énergie, Mines et Ressources, Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie.
- SRK** 1987. Report 58903, The Technology of Uranium Mill Tailings Disposal ; rapport préparé pour le programme national de recherche sur les résidus d'uranium, Énergie, Mines et Ressources Canada, Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie.
- SRK** 1988. Cover Technology for Acid Mine Drainage Abatement : Literature Survey for Norwegian State Pollution Control Authority ; rapport no 64702/1.
- SRK** 1991. Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. Volume 1. B.C. AMD Task Force, Document traduit par le Centre de Recherches Minérales (MER).
- SRK, Senes Consultants Ltd., Melis Consultant Engineers Ltd.** 1987. Canadian Uranium Mill Waste Disposal Technology. DSS Report 15SQ.23317-6-1730. Énergie, Mines et Ressources, CANMET.
- St-Arnaud, L., Yanful, E.K., Prairie, R., Dave, N.K.** 1989. Evolution of acidic pore water at the Wait Amulet tailings site, Noranda, Québec. *Tailings and Effluent Management*, CIM, Pergamon Press, pp. 93-102.
- Steger, H.F., Halbert, B.E., Scharer, J.M., Snodgrass, W.J., Nicholson, R.V.** 1990. RATAP.BMT - A Predictive Model for Reactive Tailings. Colloque sur la réduction et le drainage des effluents acides générés par les activités minières, NEDEM, pp. 199-208.
- Streeter, V.L., Wylie, E.B.** 1981. Fluid mechanics. First SI metric edition, McGraw-Hill Ryerson Limited, Toronto.
- Stumm, W., Morgan, J.J.** 1981. Aquatic Chemistry. 2^e édition, John Wiley and Sons, New York (NY).
- Sydor, R.C.** 1990. Moisture control in porous media by selective layering. B.A.Sc. Thesis, University of Waterloo, Canada, 66 p.

- Tektronix** 1989. Tektronix 1502C Metallic Time Domain Reflectometer. Operator Manual.
- Thony, J.L.** 1970. Étude expérimentale des phénomènes d'hystéresis dans les écoulements en milieux poreux non saturés. Thèse de Docteur-Ingénieur, Université de Grenoble.
- Todd, D.K.** 1985. Groundwater Hydrology. Second édition, John Wiley & Sons.
- Topp, G.C.** 1971. Soil-water hysteresis: the domain theory extended to pore interaction conditions. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, Vol. 35, pp. 219-225.
- Topp, G.C.** 1987. The application of time domain reflectometry (TDR) to soil water content measurement. *Proc. of Intel Conference on Measurement of Soil and Plant Water Status*, Vol. 1, pp. 85-93.
- Topp, G.C., Davis, J.L., Annan, A.P.** 1980. Electromagnetic determination of soil water content : Measurements in coaxial transmission lines. *Water Resources Research*, Vol. 16, No.3, pp. 574-582.
- Troeh, F.R., Jabero, J.D., Kirkham, D.** 1982. Gaseous diffusion equations for porous materials. *Geoderma*, Vol. 27, pp. 239-253.
- USBM** 1982. Molybdenum Removal from Concentrator Wastewater. U.S. Bureau of Mines Report of Investigations 8686, 1982.
- USBM** 1985. Control of Acid Mine Drainage. U.S. Bureau of Mines Information Circular 9027, 1985.
- Van Brakel, J., Heertjes, P.M.** 1974. Analysis of diffusion in macroporous media in terms of a porosity, a tortuosity and a constrictivity factor. *Int. J. Heat Mass Transfer*, Vol. 17, pp. 1093-1103.
- Van Genuchten, M.T.** 1978. Simulation models and their application to landfill disposal siting: A review of current technology. *Land Disposal of Hazardous Wastes*, Proc. 4th Ann. Research Symp., EPA-600/9-78-016, pp. 191-214.
- Van Genuchten, M. Th.** 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 44, pp. 892-898.
- Van Genuchten, M. Th.** 1985. On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils, *Annals Geophysicae*, 3(5), pp. 615-628.

- Van Genuchten, M. Th., Leij, F.J., Yates, S.R.** 1991. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. EPA/600/2-91/065, 85 p.
- Vachaud, G., Thony, J.L.** 1971. Hysteresis during infiltration and redistribution in a soil column at different initial water contents. *Water Resour. Res.*, Vol. 7, pp. 111-127.
- Vauclin, M.** 1984. Infiltration in Unsaturated Soils. NATO ASI Series, Fundamentals of Transport Phenomena in Porous Media, ed. Bear & Corapcioglu, pp. 259-313.
- Vauclin, M., Haverkamp, R., Vachaud, G.** 1979. Résolution numérique d'une équation de diffusion non linéaire. Application à l'infiltration de l'eau dans les sols non saturés. Presses Universitaires de Grenoble.
- Vauclin, M., Vachaud, G.** 1984. Transferts hydriques dans les sols non saturés, non homogènes. *Annales des Mines, Écoulements dans les Milieux Poreux ou Fissurés*, No.5-6, pp. 63-74.
- Veldhuizen, H., Blowes, D.W., Siwik, R.S.** 1987. The effectiveness of vegetation in controlling acid generation in base metal tailings. proc. Acid Mine Drainage Seminar, Environment Canada, pp. 507-536.
- Vick, S.G.** 1983. Planning, Design, and Analysis of Tailings Dams. John Wiley & sons. 369 p.
- Wagenet, R.J.** 1983. Principles of Salt Movement in Soil. Chemical Mobility and Reactivity in Soil Systems, SSSA Spec. Publ. No. 11, pp. 123-140.
- Walters, W.H.** 1982. Rock Riprap Design Methods and their Applicability to Long-Term Protection of Uranium Mill Tailings Impoundments, NUREG/CR-2683, PNL-4252.
- Watzlaf, G.R.** 1986. Control of Acid Drainage from Mine Wastes Using Bacterial Inhibitors; Proc. of the 1986 National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Jackson, Mississippi, 17-20 mars.
- WCGR (Waterloo Centre for Groundwater Research)** 1991. Preliminary Hydrogeochemical Investigation of the Falconbridge New Tailings Impoundment: Fall 1990. Final Report (Nicholson, R.V., David, D.J.) University of Waterloo, Ontario, 47 p.
- Westall, J.C., Zachary, J.L., Morel, F.M.M.** 1976. MINEQL, A Computer Program for the Calculation of Chemical Equilibrium Composition of Aqueous Systems. Technical Note 18, Department of Civil Engineering, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts.

- Williams, E.G., Rose, A.W., Parizek, R.R., Waters, S.A.** 1982. Factors Controlling the Generation of Acid Mine Drainage. Rapport présenté au U.S. Bureau of Mines, Research Grant G5105086, 256 p.
- Wright, W., Turner, A.K., Kooper, C.E.** 1987. Use of the HELP Model in Evaluating the Cover Design for a Uranium Mill Tailings Disposal Site. EPA, Proc. Nat. Conf. on Hazardous Wastes and Hazardous Materials, Washington, D.C., pp. 58-63.
- Yanful, E.K.** 1990a. Recouvrement géologique pour contrôler le drainage minier acide. Comptes rendus du Colloque sur la Réduction et le Drainage des Effluents Acides Générés par les Activités Minières, NEDEM, pp. 65-83.
- Yanful, E.K.** 1990b. An investigation of engineered soil cover technology for Heath Steele waste piles. Reaserch Report (Draft), Centre de Technologie Noranda (Québec).
- Yanful, E.K.** 1991a. Engineered soil covers for reactive tailings management : theroretical concepts and laboratory development. Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal, Vol.1, pp. 461-485.
- Yanful, E.K.** 1991b. Development of Laboratory Methodologies for Evaluating the Effectiveness of Reactive Tailings Covers. Final Report (Draft), Centre de Technologie Noranda (Québec), 81 p.
- Yanful, E.K.** 1993. Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. ASCE, Journal of Geotechnical Engineering (in press).
- Yong, R.N., Mohamed, A.M.O., Warkentin, B.P.** 1992. Principles of Contaminant Transport in Soils. Developments in Geotechnical Engineering,73, Elsevier, 327 p.
- Zaslavsky, D.** 1964. Theory of unsaturated flow into a non-uniform soil profile. Soil Sci., Vol. 97, pp. 400-410.
- Zegelin, S.J., White, I., Jenkins, D.R.** 1989. Improved Field Probes for Soil Water Content and Electrical Conductivity Measurements Using Time Domain Reflectometry. Water Resources Research Journal, Vol. 25, No. 11, pp. 2367-2376.
- Zegelin, S.J., White, I., Russell, G.F.** 1992. A Critique of the Time Domain Reflectometry Technique for Determining Field Soil-Water Content. Soil Sc. Soc. of Amer., Advances in Measurement of Soil Physical Properties: Bringing Theory into Practice. SSSA Special Publication no. 30, pp. 1-25.

A N N E X E

A N N E X E

Mesure de la teneur en eau par la méthode de réflectométrie dans le domaine du temps (RDT)

La technique de réflectométrie dans le domaine du temps (RDT) permet de mesurer la teneur en eau volumique directement dans une colonne de milieu poreux. Elle a l'avantage d'être rapide, non-destructive et non-radioactive (Keng et Topp, 1983). Cette technique a été décrite par Davis et Chudobiak (1975), Topp et *al.* (1980), Patterson et Smith (1985), Zegelin et *al.* (1989), Look et Reeves (1992), Knight (1992), Zegelin et *al.* (1992).

Cette méthode, qui a trouvé ses origines dans l'industrie de télécommunication, a été utilisée au départ pour localiser rapidement et facilement les défectuosités dans les câbles métalliques (Moffitt, 1964; Tektronix, 1989). Elle a été ensuite étendue aux domaines minier, pour surveiller les déformations rocheuses, et de l'agriculture pour contrôler l'irrigation. Appliquée aux mesures de teneurs en eau, la RDT consiste essentiellement en la détermination de la constante diélectrique apparente (κ_a) pour un matériau poreux, d'après la mesure de la vitesse de propagation (v) des ondes électromagnétiques le long de tiges parallèles (guides d'onde) placées dans le matériau (figure A.1). Une relation approchée entre κ_a et v est donnée par Topp (1987):

$$\kappa_a = \left(\frac{c}{v} \right)^2 \quad (\text{A.1})$$

où c est la vitesse de l'onde électromagnétique dans un espace libre (3.10^8 m/s). La

vitesse v est calculée à partir du temps de parcours de l'impulsion (t) et de la longueur de la ligne de transmission (L) dans le milieu diélectrique :

$$v = \frac{L}{t} \quad (\text{A.2})$$

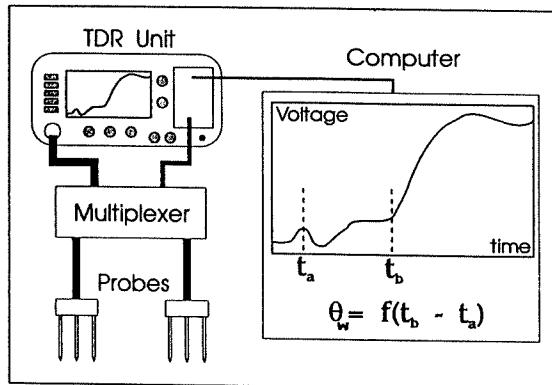


Figure A.1. Configuration du système RDT (CSIRO, 1993)

Les particules solides du milieu poreux et l'air interstitiel ont un effet sur la vitesse de propagation. Leurs constantes diélectriques, 3 à 7 et 1 respectivement, sont très faibles par rapport à celle de l'eau (79 à 82). cette dernière gouverne donc la vitesse de propagation (Topp, 1987); la constante diélectrique du sol est entièrement attribuée à la présence d'eau. La teneur en eau volumique, θ_w , est déterminée à partir de la relation empirique entre κ_a et θ_w (Topp, 1987) :

$$\theta_w(\%) = -5,3 + 2,92 \kappa_a - 5,5 \cdot 10^{-2} \kappa_a^2 + 4,3 \cdot 10^{-4} \kappa_a^3 \quad (\text{A.3})$$

La figure (A.2) montre cette relation pour différents types de sols que nous avons trouvés dans la littérature. Dans leurs travaux, Topp et *al.* (1980) trouvèrent que l'équation (A.3) est très peu influencée par la nature, la densité, la température ou la teneur en sels solubles (figure A.3) du matériau.

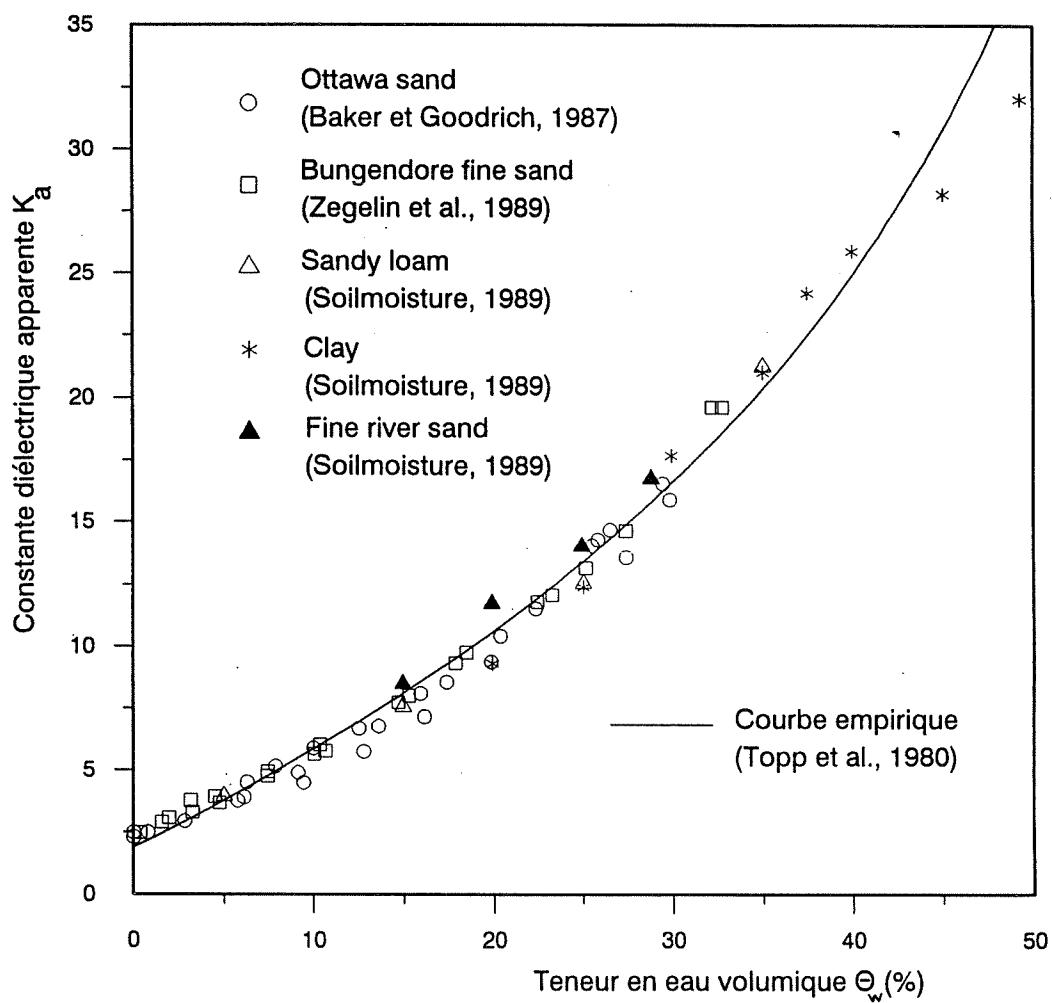


Figure A.2. Constante diélectrique apparente en fonction de la teneur en eau, pour différents types de sols.

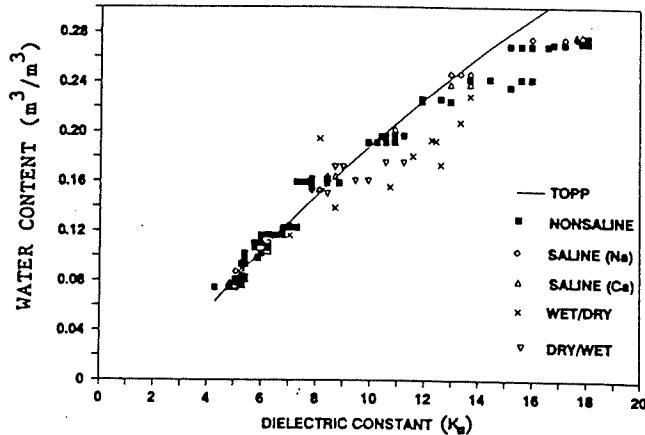


Figure A.3. Constante diélectrique apparente en fonction de la teneur en eau, pour un silt humidifié avec de l'eau douce ou de l'eau salée (Nadler et al., 1991).

Le câble coaxial, reliant la sonde au système RDT, affiche un signal continu sur l'oscilloscope, alors que la sonde (et le milieu dans lequel elle est placée) est marquée par un changement distinctif dans la réponse électrique (figure A.4).

A cause de la géométrie de la sonde à deux tiges qui diffère de celle du câble coaxial, une perte considérable dans le signal, et donc dans l'information, a lieu à l'interface câble/sonde. Pour résoudre ce problème, des sondes à plus de deux tiges ont été conçues (Zegelin et al., 1989; Soilmoisture, 1989). La figure (A.5) montre une vue schématique de différents types de sondes, tandis que la figure (A.6) présente la distribution correspondante du champ électrique autour des tiges. Les recommandations techniques sur le type et la longueur du câble, la longueur, le diamètre, l'espacement et le nombre des tiges sont détaillées par Zegelin et al. (1992), et par Soilmoisture (1989).

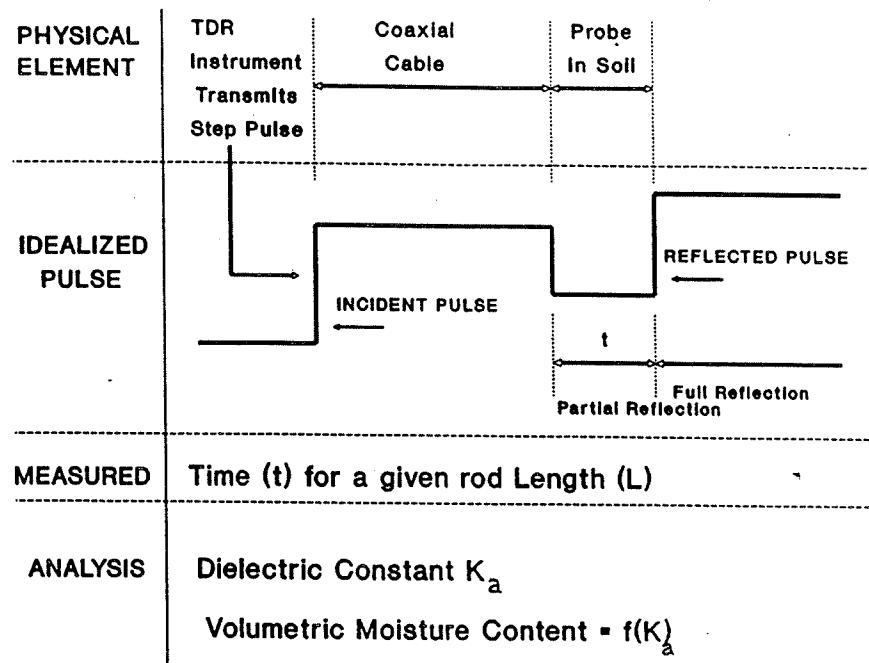


Figure A.4. Éléments principaux utilisés dans un système RDT pour déterminer Θ_w (CSIRO, 1990).

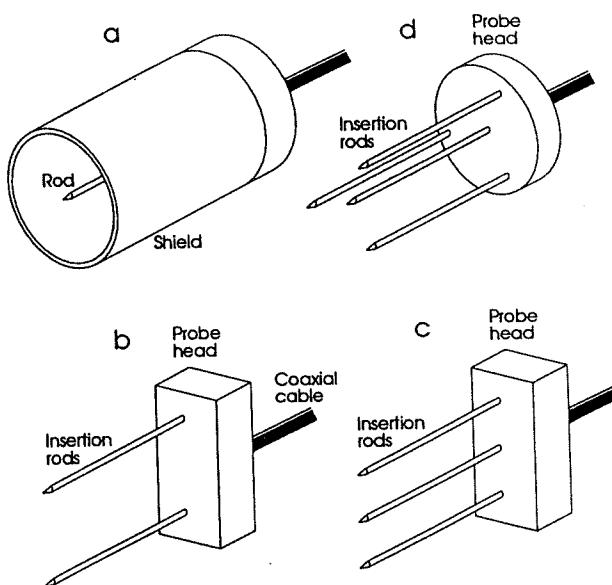


Figure A.5. Sondes RDT, (a) cellule coaxiale, (b), (c) et (d) sondes à 2, 3 et 4 tiges, respectivement (Zegelin et al., 1992).

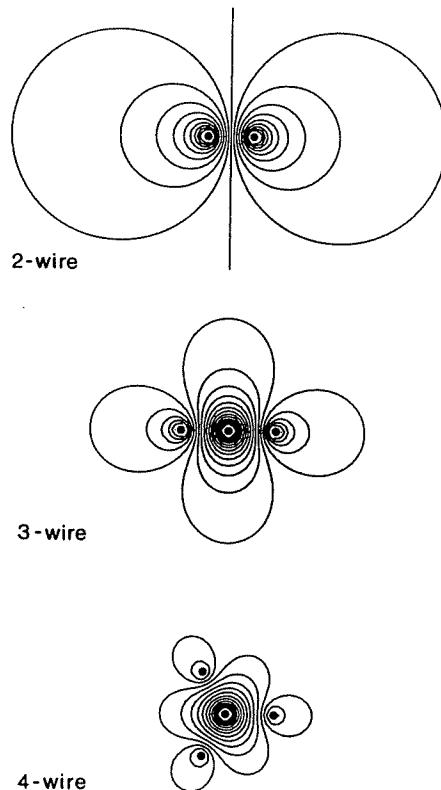


Fig A.6. Distribution du champ électrique dans le plan normal aux tiges (de même espacement), pour un matériau à constante diélectrique uniforme (Zegelin et al., 1992).

Le système RDT que nous avons adopté pour nos mesures des teneurs en eau est le modèle "Soilmoisture Trase 6050XI". Ce système permet un traitement automatique du signal et la détermination instantanée de la teneur en eau à l'aide d'un programme incorporé. Il permet également une acquisition automatique de données à partir de plusieurs sondes et leur transfert sur imprimante ou sur micro-ordinateur. La figure (A.7) présente des exemples de réponses types pour différents états d'humidité du sol. Les sondes que nous utilisons sont constituées de trois tiges en acier inoxydable.

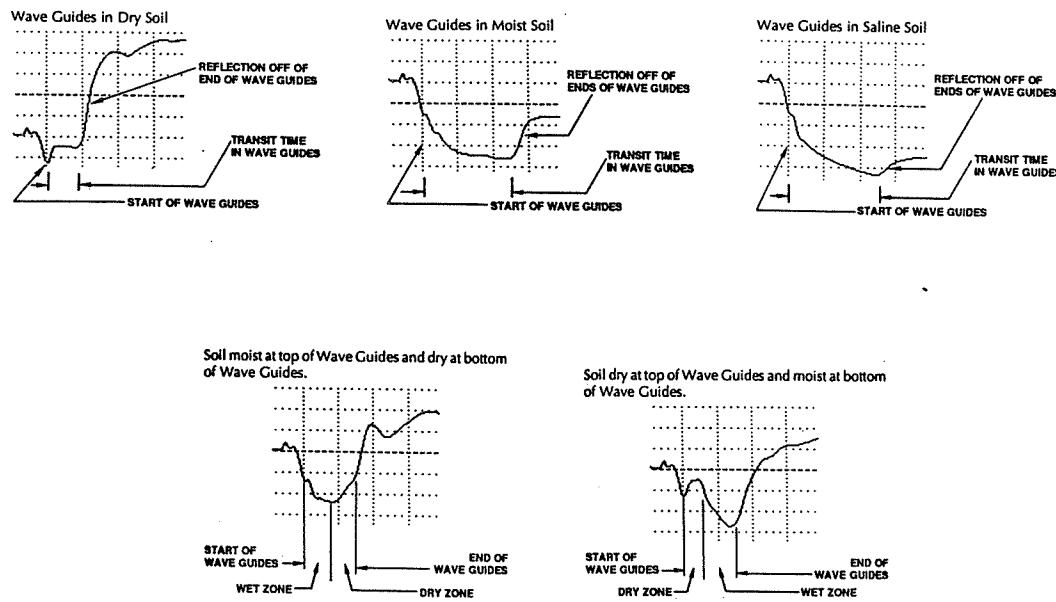


Figure A.7. Exemples de graphiques RDT (Soilmoisture, 1989)

D'après les travaux de Nadler et *al.* (1991), la méthode RDT se prête mieux aux situations de basses teneurs en eau (figure A.3); sa sensibilité diminue quand la teneur en eau augmente (CMA, 1992). Cependant, pour les teneurs en eau très faibles ($\theta_w < 5\%$), la constante diélectrique est fortement influencée par le type de sol et sa minéralogie (CSIRO, 1990). La méthode RDT n'est pas sensible aux facteurs tels la teneur élevée en sols organiques ou la présence de chlore ou de bore, qui influencent la méthode neutronique, par exemple. Le choix d'une méthode conductivimétrique a été également écarté car elle est très influencée par la composition chimique du matériau.

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL



3 9334 00289806 0