

**ÉTUDES DE LABORATOIRE
SUR L'EFFICACITÉ DE
RECOUVREMENT
CONSTRUITES À PARTIR DE
RÉSIDUS MINIERS**

Rapport NEDEM 2.22.2B

Ce programme de recherche a été réalisé dans le cadre du NEDEM avec la participation de Itec Minéral Inc., du Ministère des Ressources naturelles du Québec et du Centre Canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie par le biais de l'entente Canada-Québec sur le développement minéral.

avril 1999

-- Rapport de recherche--

ÉTUDE DE LABORATOIRE SUR L'EFFICACITÉ DES
BARRIÈRES DE RECOUVREMENT CONSTRUITES
À PARTIR DE RÉSIDUS MINIERS

préparé pour

Ressources Naturelles
Centre canadien de la technologie des minéraux
et de l'énergie (CANMET)
555, rue Booth, bureau 328
Ottawa (Ontario)
K1A 0G1

(Version corrigée 1999)

Projet C.D.T. P1899.3
NEDEM/MEND 2.22.2b

-- Rapport de recherche --

ÉTUDE DE LABORATOIRE SUR L'EFFICACITÉ DES BARRIÈRES DE RECOUVREMENT
CONSTRUITES À PARTIR DE RÉSIDUS MINIERS
(NEDEM/MEND 2.22.2b)

préparé pour

Ressources Naturelles
Centre canadien de la technologie des minéraux
et de l'énergie (CANMET)
555, rue Booth, bureau 328
Ottawa (Ontario)
K1A 0G1

À l'attention de Monsieur Gilles Tremblay, ing.

par

Professeur Michel Aubertin, ing.
Département des génies civil, géologique et des mines
École Polytechnique de Montréal

en collaboration avec

Mostafa Aachib, Monica Monzon, Anne-Marie Joanes,
Bruno Bussière et Robert Chapuis

soumis par

CENTRE DE DÉVELOPPEMENT TECHNOLOGIQUE (C.D.T.)
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL
Campus de l'Université de Montréal
Case postale 6079, succursale Centre-ville
Montréal (Québec)
H3C 3A7

(Révisé avril 1999)

Professeur Michel Aubertin, ing.
Directeur de projet

REMERCIEMENTS

Les auteurs de ce rapport veulent d'abord remercier ceux qui ont supporté financièrement la réalisation des travaux, soient : le CANMET (re : Messieurs Gilles Tremblay et Grant Feasby de MEND/NEDEM), la compagnie ITEC Mineral (re : Messieurs Bruno Côté, Guy Pelletier et ?????? Larivée) et le Ministère des ressources naturelles du Québec (re : M. Louis Bienvenu).

Les remerciements également à ceux qui ont participé à la réalisation des essais et à la rédaction de ce rapport et de divers rapports d'avancements : Antonio Gatien, Étienne Bélanger, Lucette De Gagné, Madeleine Guillemette, Lise Parisien et Denise Audet et Francine Maher.

TABLE DES MATIÈRES

1.	INTRODUCTION.....	1
1.1	Généralités.....	1
1.2	Problème du drainage minier acide (DMA).....	2
1.3	Contrôle du DMA à l'aide de barrières de recouvrement	3
1.4	Objectifs du projet et contenu du rapport.....	5
2.	CONCEPT DE BARRIÈRE CAPILLAIRE.....	7
3.	RÉSULTATS DE LA PHASE I ET RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES	11
3.1	Propriétés de base des matériaux de recouvrement	11
3.1.1	Propriétés de base.....	11
3.1.2	Conductivité hydraulique	12
3.1.3	Propriétés capillaires.....	14
3.1.4	Essais de diffusion	18
3.2	Essais en colonne	20
3.2.1	Colonnes de contrôle et de référence : performance des barrières de recouvrement	21
3.2.2	Colonne de drainage : caractéristiques hydriques des systèmes de recouvrement	23
3.3	Résultats	24
3.4	Analyse des conditions hydriques	36
4.	TRAVAUX DE LA PHASE II	49
4.1	Objectifs de la phase II.....	49
4.2	Montage – Description et protocole	49
4.3	Conditions hydriques.....	67
4.3.1	Écoulement unidimensionnelle (1D).....	67
4.3.2	Étude bi-dimensionnelle (2D).....	80
4.4	Données préliminaires sur l'efficacité des couvertures.....	85

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1	Valeurs des paramètres caractérisant les matériaux de recouvrement	17
Tableau 4.1	Description des colonnes expérimentales	53
Tableau 4.1	(Suite).....	53
Tableau 4.1	(Suite).....	53
Tableau 4.1	Valeurs des paramètres hydriques caractérisant les matériaux utilisés dans les colonnes de contrôle	72

LISTE DES FIGURES

Figure 2.2	Représentation schématisée de courbes de conductivité hydraulique en fonction de la succion.....	8
Figure 3.3	Courbes typiques de rétention pour les matériaux utilisés dans la couverture.....	17
Figure 3.4	Courbes typiques de conductivité hydraulique pour les matériaux utilisés dans la couverture, calculées à partir du modèle Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980)	18
Figure 3.5	Schéma du montage expérimental pour la mesure du coefficient de diffusion de l'oxygène dans un milieu poreux.....	19
Figure 3.6	Profil de diffusion d'oxygène en fonction du degré de saturation (Aachib, 1997).....	
Figure 3.7	Schéma du dispositif expérimental avec les colonnes de contrôle (B) et de référence (A)	23
Figure 3.8	Schématisation de la colonne de drainage (la sonde RDT permet la mesure de la teneur en eau volumique par la méthode de réflectométrie dans le domaine du temps).....	24
Figure 3.9	Évaluation de l'efficacité de la couverture en fonction de son épaisseur et du degré de saturation (Aachib <i>et al.</i> , 1993).....	25
Figure 3.10	Variation du degré de saturation en fonction du temps pour les différentes couches de la couverture d'une colonne de contrôle (Aachib, 1997).....	26
Figure 3.11	Colonne de contrôle CD1 (résidus couverts) (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure (Aachib, 1997).....	27
Figure 3.12	Colonne de référence CR1 (résidus non couverts) (1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure (Aachib, 1997).....	28
Figure 3.13	Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base des colonnes (Aachib, 1997).....	30
Figure 3.14	Variations du Eh en fonction du temps (colonne de référence CR1). Les zones sans traits signifient pas de lixiviat (Aachib, 1997).....	30
Figure 3.15	Variations du Eh en fonction du temps (colonne de contrôle CD1). Les zones sans traits signifient pas de lixiviat (Aachib, 1997).....	31
Figure 3.16	Masse cumulée des sulfates dans le lixiviat en fonction du temps (Aachib, 1997) ..	32
Figure 3.17	Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps (Aachib, 1997).....	32
Figure 3.18	Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps (Aachib, 1997).....	33
Figure 3.19	Teneurs en fer total en fonction des teneurs en sulfates pour la colonne de référence CR1 (Aachib, 1997)	33
Figure 3.20	Teneurs en cuivre recueillies en fonction du pH et du Eh (Aachib, 1997)	34
Figure 3.21	Résultats des essais en colonnes CR1 et CD1 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H ₂ O-CO ₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10 ^{-4,05} , K=10 ⁻³ , SO ₄ =10 ⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10 ^{-1,79} , K=10 ^{2,5} , SO ₄ =10 ^{-1,8} (Aachib, 1997)	35
Figure 3.22	Débit à la sortie de la colonne de drainage au cours du deuxième essai (Aachib, 1997)	37
Figure 3.23	Hauteur d'eau cumulée à la sortie de la colonne pendant l'essai de drainage (Aachib, 1997)	37

Figure 3.24	(a) Hauteur d'eau évaporée cumulée et (b) taux d'évaporation au cours de l'essai de drainage (Aachib, 1997)	38
Figure 3.25	Résultats du deuxième essai de drainage et simulations (Aachib, 1997) (a) Profils de saturation sans tenir compte de l'évaporation (b) Profils de saturation avec évaporation	39
Figure 3.27	Succion aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche de sable inférieure, avec niveau de la nappe à la base du système de recouvrement (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) ; $H_b=60$ cm (Aachib, 1997)	42
Figure 3.28	Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 60 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression (Aachib, 1997).....	43
Figure 3.29	Degré de saturation aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous de la couverture (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) (Aachib, 1997)	44
Figure 3.30	Succion aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous de la couverture (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) (Aachib, 1997)	45
Figure 3.31	Hauteur d'eau drainée cumulée à la base de la couverture en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) (Aachib, 1997)	46
Figure 3.32	Vue en coupe transversale du système de recouvrement multicouche suggéré pour protéger des rejets miniers (Aubertin <i>et al.</i> , 1995 ; Aachib, 1997).....	47
Figure 4.1	Schématisation des colonnes de contrôle 1 à 5.....	53
Figure 4.2	Schématisation des colonnes de contrôle 8 et 9.....	60
Figure 4.3	Schématisation des colonnes témoins (a) et de la base des colonnes (b).....	61
Figure 4.4	Courbes de rétention d'eau des matériaux utilisés (a) Sigma grossier amendé, (b) Till, (c) Sigma grossier (d) Sigma fin, (e) Résidus sulfureux (manitou), (f) sable ...	69
Figure 4.5	Rapport no 7 de Monica.....	
Figure 4.6	Courbes de conductivité hydraulique non saturée des matériaux utilisés dans les colonnes de contrôle (calculs à partir de la relation 3.9).....	71
Figure 4.7	Profils de saturation (a) et de pression (b) calculés (ou mesurés) pendant le drainage de la colonne C1	74
Figure 4.8	Profils de saturation (a) et de pression (b) calculés (ou mesurés) pendant le drainage de la colonne C2	75
Figure 4.9	Profils de saturation (a) et de pression (b) calculés (ou mesurés) pendant le drainage de la colonne C3	76
Figure 4.10	Profils de saturation (a) et de pression (b) calculés (ou mesurés) pendant le drainage de la colonne C4	77
Figure 4.11	Profils de saturation (a) et de pression (b) calculés (ou mesurés) pendant le drainage de la colonne C5	78
Figure 4.12	Hauteur d'eau drainée cumulée et degré de saturation pour chaque colonne de contrôle à partir des résultats des simulations avec HYDRUS (valeurs après 56 jours de drainage, sans évaporation).....	79
Figure 4.13	Configuration typique d'un système de recouvrement multicouche (Aubertin <i>et al.</i> , 1995)	
Figure 4.14	Le modèle tri-couche utilisé pour les simulations en 2D (Bouchentouf, 1996).....	
Figure 4.15	Profil de saturation en haut de la pente de 2%, à 50 m du drain, après une sécheresse de 60 jours (Aubertin <i>et al.</i> , 1997a).....	

LISTE DES SYMBOLES ET ACRONYMES

AEB	pression à l'entrée d'air [L]
BE	site Bevcon
$C(t)$	concentration d'oxygène dans la phase gazeuse au temps [ML^{-3}]
D_e	coefficient de diffusion effectif [L^2T^{-1}]
DMA	drainage minier acide
E_c	efficacité de la couverture [-]
e	indice des vides [-]
H_{cum}	hauteur d'eau cumulée à la sortie de la colonne [L]
H_{si}	épaisseur de la couche de sable inférieure [L]
$k, k(\theta_w)$	conductivité hydraulique [LT^{-1}]
k_s	conductivité hydraulique à saturation [LT^{-1}]
k_r	constante cinétique de réaction [T^{-1}]
l	paramètre de connectivité des pores ($l = 0,5$ selon Mualem, 1976)
MB	site Manitou-Barvu
m	paramètre d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale [-]
n	porosité, paramètre d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale [-]
RDT	réflectométrie dans le domaine du temps
SC	site Solbec et Cupra
SE	site Senator
SI	site Sigma
S_r, S_w	degré de saturation en eau [-]
w_{opt}	teneur en eau massique optimale [-]
α	paramètre d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale [L^{-1}]
γ_d	pooids volumique sec [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-2}$]
γ_w	pooids volumique de l'eau [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-2}$]
η	porosité totale du milieu poreux [L^3L^{-3}]
λ	paramètre de distribution de la taille des pores (dans le chapitre 3) [-]
Y	succion [L]
Y_a	pression à l'entrée d'air ($ Y_a = \text{AEV}$) [L]
Y_r	valeur de la succion pour $q = q_r$ [L]
q_r	teneur en eau volumique résiduelle [-]
q_s	teneur en eau volumique à saturation [-]
q_w, q	teneur en eau volumique [-]

1. INTRODUCTION

1.1 Généralités

Au fil des ans, l'industrie minière produit de grandes quantités de rejets. La technique de gestion usuelle de ces rejets consiste à les entreposer en surface dans des aires d'accumulation. Il y aurait actuellement au Canada plus de 2000 parcs à résidus miniers occupant une aire excédant 15000 hectares (Filion et *al.*, 1990). Ces parcs renferment environ 7 milliards de tonnes de résidus auxquels s'ajoutent 6 milliards de tonnes de roches stériles issues des exploitations minières (Feasby et Jones, 1994). Dans la province de Québec, plus de 300 sites, couvrant environ 1300 hectares, ont été inventoriés (Marcotte, 1996). Certains de ces dépôts contiennent des composés sulfureux et sont donc potentiellement générateurs d'eaux de drainage minier acides (DMA). Ces eaux, si elles sont mal contrôlées, peuvent constituer une menace très sérieuse pour l'environnement en raison des métaux lourds toxiques mis en solution. Le problème du DMA est également présent dans de nombreux autres pays, comme le démontre l'intérêt international soulevé au cours des dernières années (e.g. Norton, 1990; Anon, 1991, 1994, 1997).

L'oxygène est l'élément le plus critique pour la formation d'acidité. Pour les rejets de concentrateur, un système de recouvrement bien conçu, permettant de restreindre la pénétration de l'oxygène (et aussi de l'eau) dans les résidus réactifs, paraît être une mesure efficace et permanente pour limiter la production d'eaux acides et des autres problèmes corollaires. Les différentes méthodes de conception examinées par divers auteurs tiennent compte de la faible diffusion de l'oxygène dans l'eau, qui est environ 10000 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 Rasmuson, 1983; Collin, 1987; Nicholson et *al.*, 1989, 1991; Yanful, 1990, 1991a ; Aubertin et *al.*, 1993, 1995 ; Aachib, 1997), ou par l'inondation de ceux-ci (SRK, 1989; Ritcey, 1989; Dave et Vivyurka, 1994; Amyot et Vézina, 1996). Cette dernière solution n'est pas toujours possible et elle doit être planifiée très soigneusement en terme d'aménagement de digues et d'ouvrages de dérivation, de suivi et d'entretien des ouvrages, de traitement des eaux d'exhaure, etc.

Les sols argileux ou silteux ont souvent été considérés comme matériaux de recouvrement lors des études récentes (e.g., Nicholson et *al.*, 1989, 1991; Collin et Rasmuson, 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

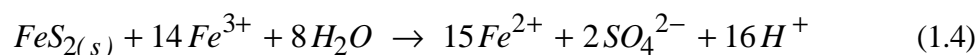
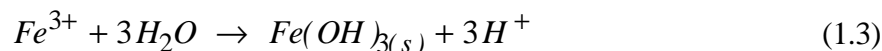
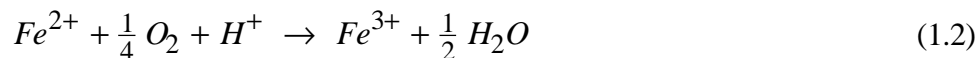
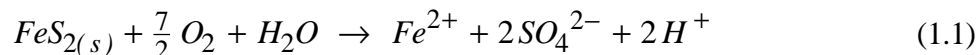
de gel-dégel ou de mouillage-séchage), les argiles ne semblent pas appropriées à plusieurs cas pratiques (e.g. Aubertin et *al.*, 1993). Pour ce qui est des sols silteux (incluant certains tills), ils ne sont pas toujours disponibles à proximité des sites d'entreposage, ce qui peut limiter leur utilisation.

Depuis 1991, les auteurs ont été reçu un support du programme MEND/NEDEM afin d'étudier l'efficacité de recouvrements multicouches construits à partir de rejets miniers non sulfureux (« clean tailings » ou « non acid generating tailings ») en guise d'alternatives à ces matériaux meubles d'origine naturelle, comme cela avaient été proposé par Aubertin et Chapuis (1990, 1991). Les caractéristiques hydro-géotechniques de ces rejets placent la fraction fine des résidus parmi les silts. Comme il sera montré dans ce qui suit, ceux-ci peuvent s'avérer efficaces pour limiter la production du DMA, lorsqu'ils sont utilisés dans un système de recouvrement multicouche avec effets de barrière capillaire. En fait, les travaux effectués depuis le début de ce projet ont permis de montrer le grand potentiel de l'utilisation des rejets de concentrateur (i.e. résidus miniers issus de l'usine minéralurgique) pour construire des couvertures multicouches : ces rejets peuvent provenir de sites voisins ou être produits directement au concentrateur ; ils peuvent être mis en place par des moyens mécaniques ou hydrauliques (idéalement, à partir de rejets épaisses) ; ils peuvent être naturellement inertes (ou non générateurs d'acide) ou faire l'objet d'un traitement pour enlever les sulfures de fer (e.g. Aubertin et *al.* 1993, 1994a, 1994b).

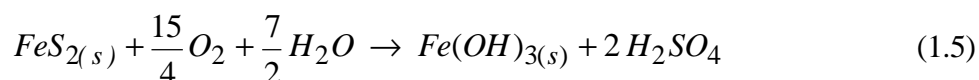
1.2 Problème du drainage minier acide (DMA)

Dans bon nombre d'exploitations minières au Canada, la contamination 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. 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 à l'industrie minière (Tremblay, 1997). Ces eaux libèrent des métaux lourds toxiques ainsi que d'autres produits nocifs. 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'eau et 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. Stumm et Morgan, 1981 ; Kleinmann et al., 1981 ; Nordstrom, 1982 ; Anon, 1987 ; Ritcey, 1989, SRK, 1989). L'oxydation de la pyrite est souvent représentée à l'aide des quatre équations suivantes :



où l'indice (s) représente un état solide. La réaction globale peut aussi se réduire de la façon suivante :



La réaction (1.1) représente l'oxydation, relativement lente, de la pyrite dans une solution au pH pratiquement neutre en présence d'oxygène. Le milieu s'acidifie alors graduellement, favorisant les réactions (1.2) et (1.3). 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 deçà de 3,5 environ, la réaction (1.4) 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 3,2, alors qu'un processus cyclique et rapide, représenté par les réactions (1.2) et (1.4), s'engage. Il se forme alors de grandes quantités d'acides.

1.3 Contrôle du DMA à l'aide de barrières de recouvrement

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. Le contrôle par un système de recouvrement bien conçu, permettant de restreindre la pénétration de l'oxygène et/ou de l'eau dans les résidus réactifs, paraît être une mesure efficace et permanente pour limiter la production d'eaux acides. Divers matériaux peuvent entrer dans la conception d'une telle couverture, selon leur disponibilité dans les environs et les conditions du site.

Par le passé, on a tenté de constituer de telles barrières à l'aide d'une simple couche 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; St-Arnaud et *al.*, 1989); celui-ci pourrait même amplifier le problème en favorisant l'infiltration de l'eau et de l'oxygène. La construction de barrières simples à partir d'une couche de sol imperméable (argile, silt ou till) est souvent moins dispendieuse que les barrières complexes, mais les couvertures monocouches sont 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 effets des sévices climatiques (gel-dégel, mouillage-séchage, etc.; e.g.). Pour cela, il est jugé plus efficace et plus rentable d'utiliser un système multicouche (couverture complexe).

La configuration géométrique des barrières de recouvrement complexes (pour les rejets industriels, domestiques et miniers) a fait l'objet de plusieurs discussions dans la littérature (e.g. Magnusson et Rasmuson, 1983; Garga et *al.*, 1983; Oakley, 1987; Rasmuson et Eriksson, 1987; Caldwell et Hobbs, 1987; SRK, 1988, 1989; Ritcey, 1989; Bonaparte, 1990; Oweis et Khera, 1990; Aubertin et Chapuis, 1991; Hutchison et Ellison, 1992; Jones et Wong, 1994; Strachen; 1994; Daniel et Koerner; 1994; Aubertin et *al.*, 1993; BRGM, 1995; Aachib, 1997); le chapitre 2 du rapport NEDEM/MEND 2.22.2.a de Aubertin et al. (1995) présente d'ailleurs une synthèse du sujet.

La configuration typique préconisée pour les barrières de recouvrement sur les rejets de concentrateur comprend habituellement cinq horizons : 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 à forte rétention capillaire, et une couche de support non capillaire (figure 1.1). Avec cette configuration, une ou plusieurs couches peuvent être conçues à partir de rejets miniers. Dans ce projet, l'utilisation de rejets de concentrateur pour constituer la couche à forte rétention capillaire a été étudiée.

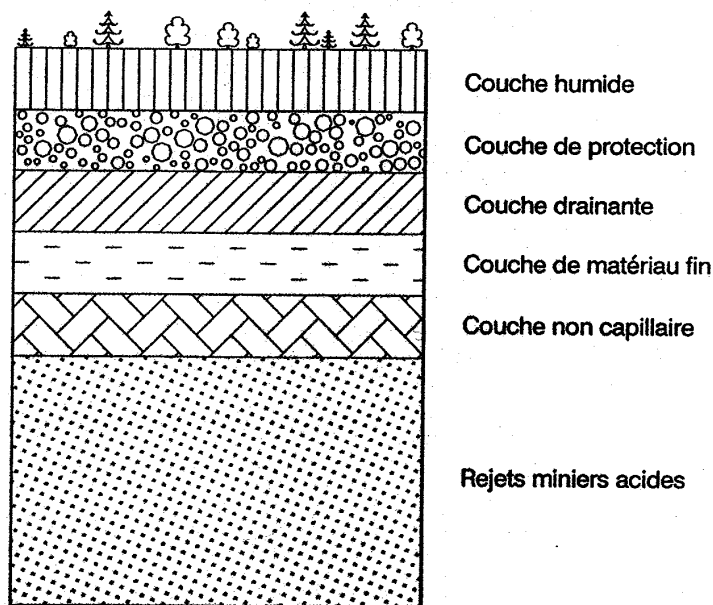


Figure 1.1 Section typique d'un site d'entreposage de résidus miniers
(Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin *et al.* 1993, 1995)

1.4 Objectifs du projet et contenu du rapport

L'objectif principal de ce projet est d'étudier divers aspects pouvant affecter l'efficacité et la mise en application de recouvrements multicouches visant à réduire la génération d'eaux acides formées à partir de résidus miniers sulfureux. Le travail de laboratoire réalisé durant la phase initiale de ce projet a montré qu'il était possible de concevoir un système de recouvrement multicouche, avec effets de barrière capillaire, à partir de rejets de concentrateur non-opérateur de DMA (Rapport NEDEM/MEND 2.22.2a - Aubertin *et al.*, 1995). Un rappel des principaux résultats de ce travail est présenté au chapitre 3. On y présente également des résultats complémentaires, principalement issus des travaux de Aachib (1997), et qui découlent de la poursuite des essais en colonne initiés lors de la phase I.

Bien que les simulations à l'aide de modèles théoriques soient utiles pour étudier de façon paramétrique les divers facteurs qui influencent le comportement d'un système de recouvrement, on ne peut cependant déterminer l'efficacité réelle des couvertures qu'en surveillant leur comportement sur le terrain. C'est pourquoi des essais *in situ* ont été entrepris dans le but de valider, dans un cadre plus réaliste et plus représentatif, les résultats de nos essais de laboratoire. D'autres expériences en colonnes sont menées parallèlement. Celles-ci sont conçues de façon à reproduire le plus fidèlement possible les conditions que l'on retrouve avec les cellules

expérimentales *in situ*. Ces expériences de laboratoire ont d'abord permis de déterminer les caractéristiques hydriques et de diffusion des matériaux de recouvrement. Celles-ci sont utilisées lors des modélisations numériques qui permettent d'étudier le comportement des systèmes et l'influence de divers facteurs. Les résultats de ces calculs peuvent être comparés aux résultats des essais en colonnes disponibles à ce jour, tel que montré au chapitre 4.

Mais avant cela, les chapitres 1 et 2 du rapport permettent de définir le problème et de préciser le mode de fonctionnement des couvertures avec effets de barrières capillaires (CEBC). Les procédures expérimentales et les modèles utilisés sont présentés aux chapitres 3 et 4, avec les résultats expérimentaux obtenus. Le rapport se termine par une brève discussion, des conclusions et recommandations.

L'information contenue dans ce rapport constitue une synthèse des résultats obtenus au cours des dernières années ; plus de détails et d'informations sont incluses dans les huit rapports d'avancement produits depuis le début de ce projet (et disponibles auprès du MEND/NEDEM). On retrouvera aussi des informations complémentaires dans les documents et articles récemment publiés par les auteurs (e.g. Aubertin et *al.* 1996a, 1996b, 1996c, 1997a, 1997b ; Bussière et *al.* 1996, Aachib, 1997). Plusieurs éléments sont aussi présentés plus en détails dans le rapport NEDEM/MEND 2.22.2a de la phase I (Aubertin et *al.* 1995).

2. CONCEPT DE BARRIÈRE CAPILLAIRE

Les effets de barrière capillaire peuvent se produire à l'interface entre deux matériaux présentant des textures différentes (Rasmuson et Eriksson, 1987 ; Morel-Seytoux (1992)). Les propriétés hydrauliques contrôlant ce phénomène résident dans les relations succion-teneur en eau, $y(q_w)$, et conductivité hydraulique-teneur en eau, $k(q_w)$, dans les deux matériaux. La figure (2.1) montre de façon schématisée la relation $y(q_w)$ pour deux types de sol: un sable et un silt. Les deux matériaux demeurent saturés jusqu'à une pression y_a , en progressant dans le sens négatif des pressions (à partir de la surface de la nappe). $|y_a|$ est appelée valeur au pression d'entrée d'air (ou AEV). Quand la pression y devient de plus en plus négative, les petits pores sont drainés progressivement jusqu'à une teneur en eau résiduelle (q_r) spécifique au matériau. Les résultats expérimentaux montrent que le sable ne demeure saturé que pour des succions de quelques centimètres seulement, alors que les matériaux à texture plus 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.

La figure (2.2), qui représente la relation $k(q_w)$, montre que pour une succion y_x développée à l'interface d'un système silt sur sable, la valeur de la conductivité hydraulique k dans le sable sera plus faible que dans le silt. Dans ces conditions, l'écoulement d'eau qui s'infiltré dans un système silt sur sable (considéré initialement sec) est ralenti à l'interface, ce qui favorise la saturation progressive du silt et un contraste encore plus marqué dans les valeurs de k . C'est ce phénomène qui est la source de la barrière capillaire.

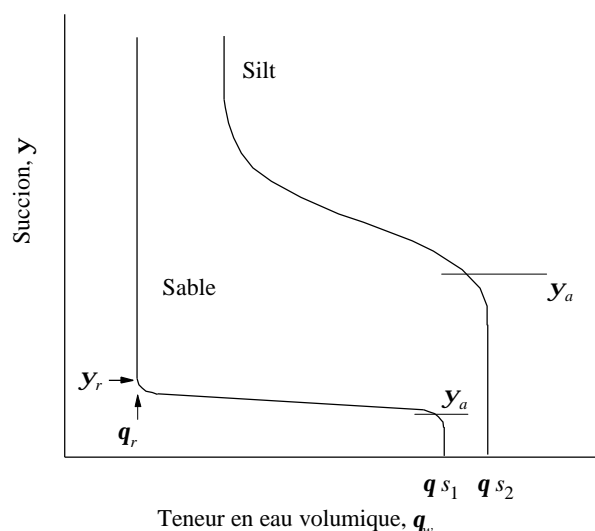


Figure 2.1 Courbes de rétention d'eau schématisées pour un sable et un silt

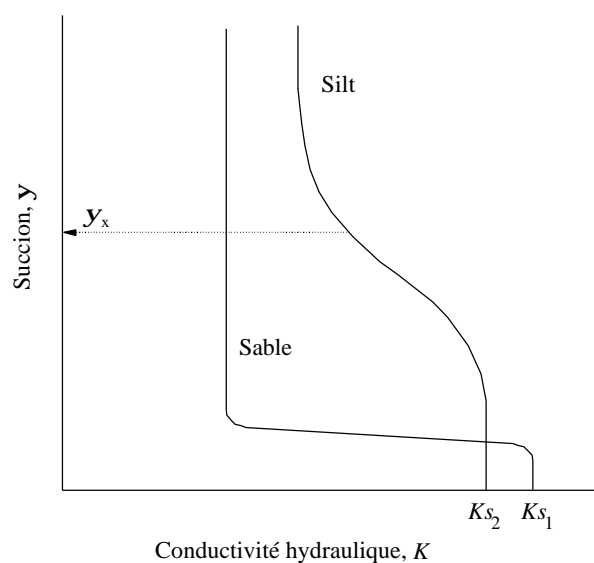


Figure 2.2 Représentation schématisée de courbes de conductivité hydraulique en fonction de la suction

En utilisant le concept de barrière capillaire, avec une couche de matériau à texture fine (un silt, par exemple) placée sur une couche de matériau à texture plus grossière (un sable, dans le même exemple), on peut maintenir un haut degré de saturation dans la couche de sol fin même si celle-ci se trouve à plusieurs mètres au-dessus du niveau de la nappe. En théorie, l'épaisseur (L) de la couche de sol fin qui peut demeurer saturée peut être donnée par la relation suivante (Nicholson *et al.*, 1989):

$$L \leq \left| (y_a)_f - (y_r)_g \right| \quad (2.1)$$

où $(y_r)_g$ est la suction correspondant à la teneur en eau résiduelle dans le matériau grossier, $(y_a)_f$ 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 (e.g. Aubertin *et al.* 1995, 1996c).

Si les deux matériaux sont initialement peu saturés, l'eau de percolation ne s'infiltrera 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). En effet, la couche inférieure ayant une conductivité hydraulique très faible à cause de sa faible teneur en eau, s'opposera à l'infiltration. Grâce à sa grande capacité de rétention capillaire, la couche supérieure pourra absorber l'eau excédentaire sans variation sensible de la succion à l'interface.

Si les deux couches sont complètement saturées et que l'on permet un drainage sans nouvelle venue d'eau, la couche de matériau grossier aura tendance à se désaturer d'abord, ce qui réduit d'autant sa conductivité hydraulique. Dans ce cas, la forte capacité de rétention d'eau du matériau fin combinée à la faible valeur de la conductivité hydraulique du matériau grossier désaturé sous-jacent font en sorte que le matériau fin pourra maintenir un haut degré de saturation très longtemps.

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 de bris capillaire. Une couche de matériau grossier sur une couche de matériau fin évitera également d'assécher cette dernière sous les effets de l'évaporation.

Diverses formulations empiriques ont été développées pour exprimer mathématiquement la valeur de $|y_a|$ (e.g., Bear, 1972 ; Kovács, 1981 ; Aubertin et *al.*, 1997b). Quelques valeurs typiques de l'AEV sont données dans le tableau 2.1 pour divers matériaux.

Tableau 2.1 Quelques valeurs de l'AEV pour certains matériaux

Matériau	AEV, $ y_a $ (cm)
Sable grossier	2 – 10
Sable moyen	10 – 35
Sable fin	35 - 70
Silt	70 – 250
Argile	>200 - 400

Le concept de barrière capillaire peut être très important dans le cas des couvertures pour décharges municipales (pour contrôler les émissions de méthane et d'autres éléments volatils) et pour les parcs à résidus miniers générateurs d'eaux acides (pour limiter l'oxydation des sulfures de fer en empêchant l'infiltration d'oxygène).

Dans ce dernier cas, une barrière de recouvrement a deux objectifs importants : limiter le transport d'oxygène et réduire l'infiltration de l'eau vers les résidus. Comme on l'a déjà mentionné, la diffusion de l'oxygène dans l'eau est environ 10000 fois plus faible que dans l'air. Ainsi, le recouvrement doit être conçu de façon à maintenir une haute teneur en eau dans une partie du système, même durant les périodes sèches. Cette possibilité a déjà été examinée par divers auteurs (e.g., Magnusson et Rasmuson, 1983 ; Rasmuson et Eriksson, 1987 ; Akindunni et *al.*, 1991 ; Aubertin et *al.*, 1993, 1995 ; Aachib, 1997).

Les auteurs de ce rapport proposent de recouvrir les résidus successivement de bas en haut (figure 1.1), d'une couche à granulométrie grossière, d'une couche à granulométrie fine, d'une autre couche à granulométrie grossière et enfin de couches pour contrôler l'érosion et la détérioration. Ce système comprend des effets de barrières capillaires 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. Ce concept de couverture paraît offrir d'excellentes possibilités de réduction du transport d'oxygène et d'infiltration de l'eau vers les résidus. Les diverses couches peuvent être constituées de sols naturels ou de rejets miniers (tel que proposé par Aubertin et *al.*, 1990, 1991)

3. RÉSULTATS DE LA PHASE I ET RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

Dans cette section, nous rappelons certains résultats obtenus lors de la phase I (voir le rapport final NEDEM/MEND 2.22.2.a de Aubertin et *al.*, 1995), et nous présentons des résultats complémentaires obtenus entre 1995 et 1997.

3.1 Propriétés de base des matériaux de recouvrement

Les systèmes de recouvrement testés sont constitués d'une couche de rejets miniers non réactifs (matériau fin) de 60 cm d'épaisseur confinée entre deux couches de sable (matériau grossier) de 30 cm d'épaisseur pour la couche inférieure et 20 cm pour la couche supérieure. Pour évaluer la capacité des résidus miniers (rejets de concentrateur) de pouvoir agir comme couche de matériau fin peu perméable dans un système de recouvrement multicouche, il s'est avéré nécessaire de déterminer plusieurs propriétés de ces matériaux, à savoir : **i)** les propriétés de base (granulométrie, composition minéralogique, caractéristiques de compaction et de consolidation), **ii)** les caractéristiques hydriques (courbes de rétention d'eau et coefficients de perméabilité) et **iii)** le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène en fonction du degré de saturation. Pour ceci, des échantillons de résidus miniers ont été prélevés sur une trentaine de sites au Québec. Suite aux analyses préliminaires effectuées (minéralogie, densité du solide, limites de consistance, sédimentométrie), une douzaine de matériaux ont été initialement retenus. Parmi ceux-ci, les résidus de quatre sites ont été sélectionnés pour une étude approfondie de leurs propriétés hydrogéologiques pertinentes à la conception des barrières de recouvrement. Ces rejets non réactifs proviennent des sites Bevcon (BE), Senator (SE), Sigma (SI) et Norebec-Manitou (MB). Les résidus réactifs utilisés lors des essais en colonne sont ceux des mines Solbec-Cupra (SC). Les essais de granulométrie, de minéralogie, de compactage et de consolidation ont été réalisés sur les matériaux homogénéisés de chacun des sites.

3.1.1 Propriétés de base

➤ Analyses minéralogiques

Les analyses minéralogiques ont été effectuées par diffraction des rayons X. Les quatre matériaux de recouvrement (BE, SE, SI et MB) contiennent un peu de minéraux neutralisants, mais ils ne contiennent pas de minéraux producteurs d'acide, sauf celui du site MB qui renferme environ 3 % de pyrite.

➤ Analyses granulométriques

Les rejets apparaissent comme des silts inorganiques non plastiques, ML, selon la classification unifiée USCS (e.g. Bowles, 1984). Leurs granulométries et limites de consistance sont typiques de celles des rejets de concentrateur des mines de métaux de base (e.g., Vick, 1983).

➤ 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. 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.

➤ Essais de consolidation

Des essais de consolidation à l'odomètre sur les matériaux remaniés et homogénéisés, ayant différents indices des vides initiaux, ont donné des valeurs du coefficient de consolidation C_v variant de 5×10^{-3} à 5×10^{-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 (Bussière, 1993). Elles montrent aussi que le comportement des rejets de concentrateur, sans être identique, s'apparente à celui d'un silt.

3.1.2 Conductivité hydraulique

Afin de quantifier les débits d'écoulement de l'eau à travers ces rejets de concentrateur, des essais de perméabilité au perméamètre à paroi rigide et à parois flexible 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) et par Ricard (1994). De façon générale, les résultats ont montré une bonne reproductibilité et une bonne

concordance entre les deux modes opératoires. On peut souligner que les valeurs de k_s (la conductivité hydraulique saturée) mesurées sur les rejets de concentrateur sont conformes aux valeurs présentées dans la littérature pour des matériaux aux caractéristiques comparables. On note également que le coefficient de perméabilité des rejets de concentrateur apparaît similaire à celui des sols silteux ayant une faible plasticité. De façon générale, la conductivité hydraulique des rejets miniers, même si elle est relativement faible ($k_s = 2.10^{-4}$ à 5.10^{-6} cm/s), ne peut pas se comparer à celle de sols argileux qui ont un coefficient k_s souvent inférieur à 10^{-7} cm/s. Cette valeur de k_s 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.

À partir de ces résultats expérimentaux, un modèle de prédiction de la valeur de k_s en fonction de la granulométrie et de l'indice des vides a pu être développé (Aubertin *et al.* 1996b). Ce modèle peut s'écrire de la façon suivante :

$$k_s = c \frac{\gamma_w}{\mu} D_{10}^2 C_U^{1/3} \frac{e^{3+x}}{(1+e)}$$

(3.1)

où	γ_w	=	poids unitaire de l'eau (9,79 kN/m ³ à 20EC)
	F	=	viscosité (9,8 x 10 ⁻² N.s/m ²)
	D_{10}	=	diamètre effectif des particules
	C_U	=	coefficient d'uniformité
	e	=	indice des vides

Les constantes c et x du modèle prennent ici une valeur de 0,004 et 2,16 respectivement; ces constantes sont obtenues par un ajustement de la courbe aux résultats expérimentaux. Les figures 3.1a et 3.1b montrent la corrélation entre la valeur de $k_s/f_d f_f$ (où $f_d f_f = c \gamma_w D_{10} C_u^{1/3} / F$) en fonction de e pour nos résultats expérimentaux pour des résultats tirés de la littérature.

3.1.3 Propriétés capillaires

Dans un système de recouvrement multicouche, les conditions hydriques impliquent souvent un écoulement non saturé. Pour quantifier cet aspect, il est nécessaire de déterminer les courbes de rétention d'eau (aussi appelées courbes caractéristiques de succion SWCC) $\mathbf{y}(\mathbf{q}_w)$ des matériaux, à partir desquelles on peut déduire les courbes de perméabilité $k(\mathbf{y})$. De plus, comme le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène est largement tributaire de la teneur en eau du milieu, les caractéristiques hydriques du matériau jouent un rôle très important quant à l'efficacité de la barrière de recouvrement.

Les barrières de recouvrement sont conçues pour être placées sur les rejets, soit (en général) bien au-dessus du niveau de la nappe phréatique. Tel que discuté précédemment, la couche de matériau fin utilisée dans le système de recouvrement pour limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus sulfureux doit pouvoir maintenir un haut degré de saturation, de façon permanente, sans une alimentation régulière en eau.

Les caractéristiques de rétention d'eau d'un milieu poreux peuvent être établies en laboratoire à l'aide de la relation entre la succion \mathbf{y} et la teneur en eau volumique \mathbf{q}_w . Plus de détails sur les méthodes de laboratoire pour déterminer cette relation sont donnés par Fredlund et Rahardjo (1993) et Ricard (1994), et les diverses courbes θ_w, \mathbf{y} des matériaux utilisés sont présentées dans le rapport NEDEM/MEND 2.22.2a de Aubertin et *al.* (1995).

Un modèle de prédiction de la relation $\mathbf{y}-\mathbf{q}_w$ a aussi été développé à partir de ces résultats expérimentaux. Le modèle peut s'écrire de la façon suivante (Aubertin et *al.* 1997b) :

$$\theta_w = n [S_c + S_a (1 - S_c)]$$

(3.2)

avec

$$S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\Psi} \right)^2 + 1 \right]^m \exp \left(-m \left(\frac{h_{co}}{\Psi} \right)^2 \right)$$

(3.3)

$$\delta a = C_\Psi \frac{a}{e \Psi^{1/3}} (h_{co})^{2/3}$$

(3.4)

⊗

où
$$h_{co} = \frac{b}{eD_{10}}$$

(3.5)

$$C_{\psi} = 1 - \left(\frac{\ln (1+\psi / \psi_r)}{\ln (1+\psi_o / \psi_r)} \right)$$

(3.6)

Dans ce modèle, les paramètres suivants ont été utilisés : $m = 0,05$, $a = 0,006$, $b = 4,00\text{mm}^2$, $R_r = 15\ 000$ cm d'eau, $R_o = 10^7$ cm d'eau. Des résultats de prédiction sont montrés aux Figures 3.2 (a, b, c) rotation avec les résultats obtenus sur le rejet Sigma (SI) à 3 indices des vides. On y observe une bonne concordance.

Nous présentons d'autre part à la figure (3.2), la courbe $\psi(q_w)$ correspondant aux résidus miniers Bevcon (BE) qui ont été utilisés comme matériau de la couche capillaire lors des essais en colonne de drainage. Cette courbe est obtenue à partir des essais de succion réalisés dans une cellule de type « Ceramic Plate Extractor ». Pour le sable qui a été utilisé comme matériau des deux couches drainantes de la couverture, les essais de succion ont été très difficiles à effectuer car le sable se drainait très rapidement. Pour les simulations, nous avons alors utilisé les données d'autres auteurs (Akindunni et al., 1991 ; van Genuchten et al., 1991) correspondant à un sable de propriétés hydriques proches du nôtre (soit une conductivité hydraulique à l'état saturé d'environ 2×10^{-2} cm/s pour une porosité de l'ordre de 0,40). Nous avons utilisé le modèle de van Genuchten (relation 3.7) pour déterminer les paramètres caractérisant chaque courbe de succion (Tableau 3.1). Ces paramètres nous ont servi pour tracer les courbes $k(y)$ à partir du modèle Mualem-van Genuchten (relation 3.9) qui sont montrées à la figure (3.4). Ces courbes sont utilisées pour déterminer les profils hydriques pendant le drainage et pour la prédiction du comportement de la couverture à long terme.

- Modèle de van Genuchten (1980) :

$$S_e = \frac{1}{\left[1 + (a/y)^n\right]^m} \quad (3.7)$$

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

$$S_e = \frac{q_w - q_r}{q_s - q_r} \quad (3.8)$$

q_w : teneur en eau volumique,

q_r : teneur en eau volumique résiduelle,

q_s : teneur en eau volumique à saturation,

y : potentiel capillaire ou succion,

a, m et n sont des paramètres d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale $y(q_w)$.

- Modèle de van Genuchten-Mualem (Mualem, 1976; van Genuchten, 1980):

$$k = k_s S_e^l [1 - (1 - S_e^{1/m})^m]^2 \quad (3.9)$$

l : paramètre de connectivité des pores; $l = 0,5$ pour sols à texture grossière,

k : conductivité hydraulique,

k_s : conductivité hydraulique à saturation.

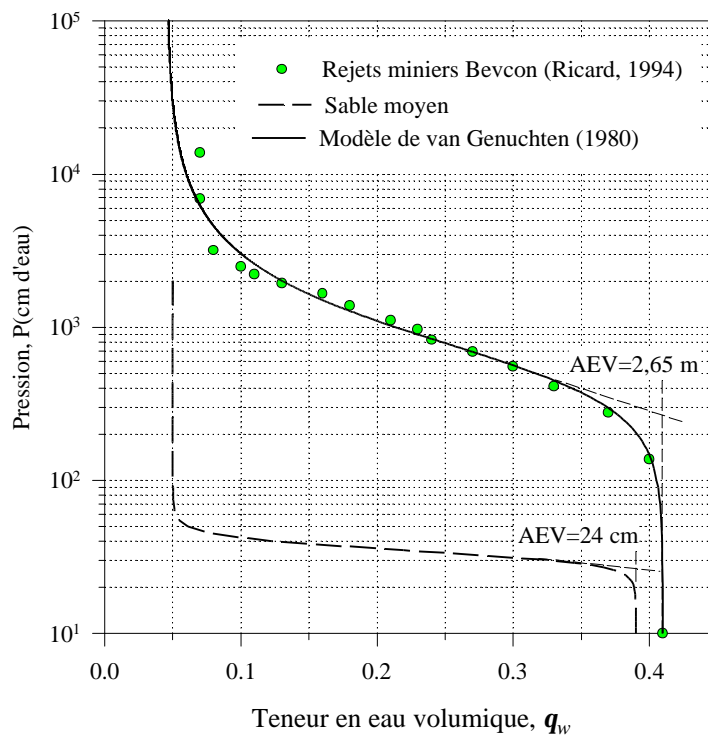


Figure 3.3 Courbes typiques de rétention pour les matériaux utilisés dans la couverture

Tableau 3.1 Valeurs des paramètres caractérisant les matériaux de recouvrement

Matériau	q_r	$ y_r $ (cm)	q_s	a (cm ⁻¹)	n	AEV (cm)	k_s (cm/s)
Sable	0,0490	65	0,39	0,0290	10,2100	24	$2,10 \times 10^{-2}$
Rejets miniers	0,0456	4×10^3	0,41	0,0017	2,1366	265	$6,58 \times 10^{-5}$

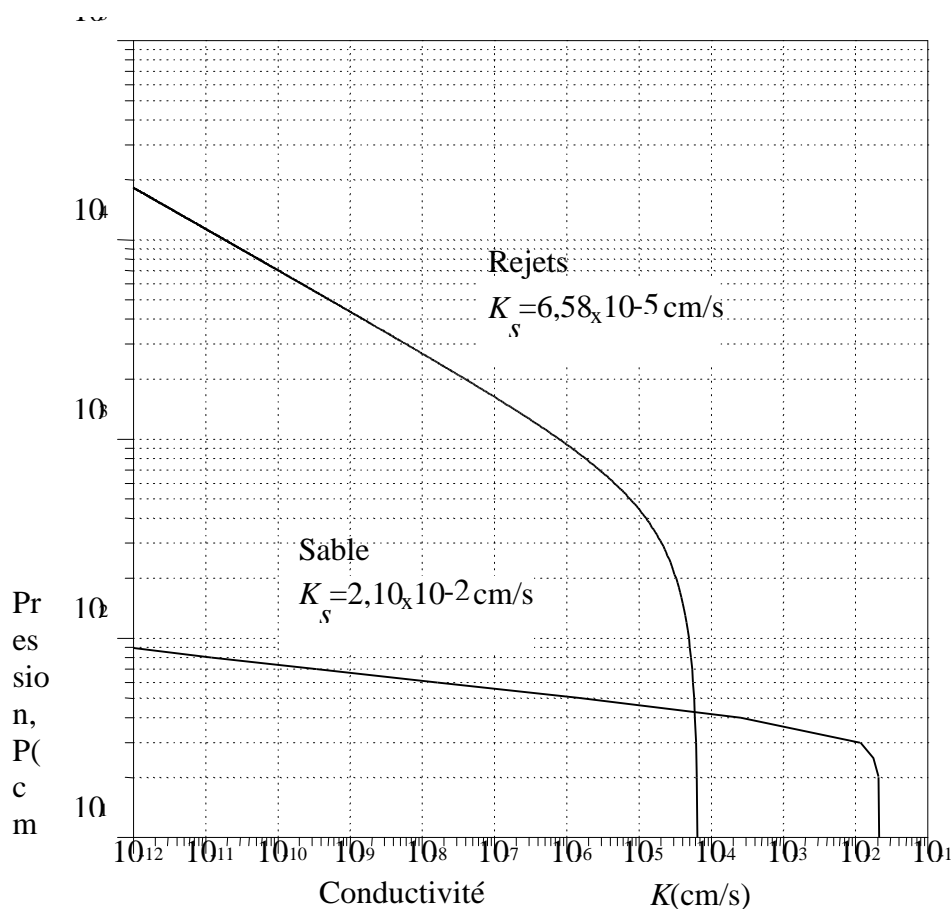


Figure 3.4 Courbes typiques de conductivité hydraulique pour les matériaux utilisés dans la couverture, calculées à partir du modèle Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980)

3.1.4 Essais de diffusion

Pour l'étude de la diffusion dans les matériaux de recouvrement, nous avons utilisé une colonne d'une longueur de 20 cm et d'un diamètre intérieur de 10 cm. La méthode expérimentale que nous avons choisi pour déterminer le coefficient de diffusion effectif, D_e , est celle à concentration source décroissante dans le temps (Tremblay, 1995 ; Aachib, 1997). La mesure de D_e a été faite pour différentes valeurs du degré de saturation S_r . La figure (3.5) montrent les différentes composantes du montage.

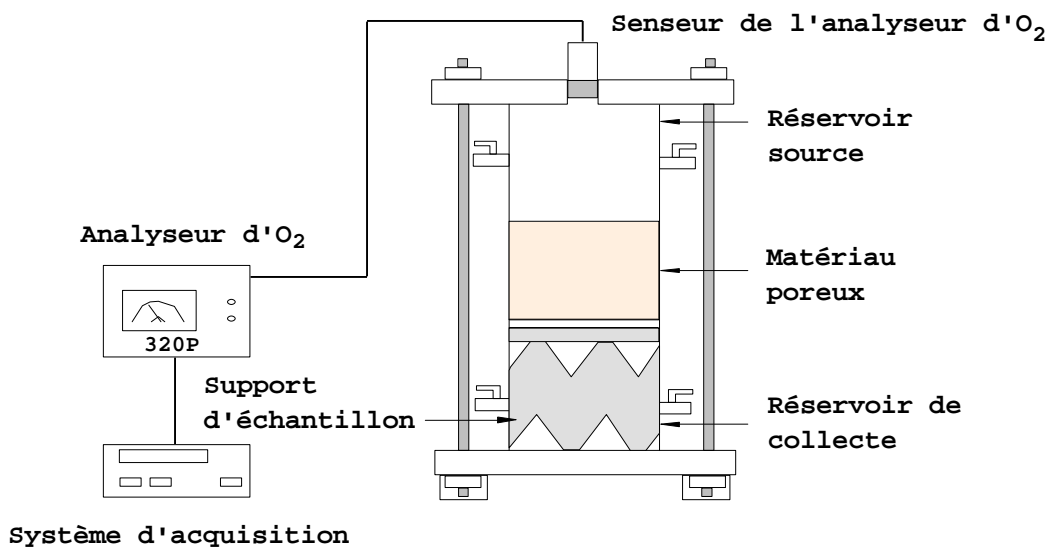


Figure 3.5 Schéma du montage expérimental pour la mesure du coefficient de diffusion de l'oxygène dans un milieu poreux

Des résultats expérimentaux typiques sont montrés à la figure 3.6. On y montre aussi les valeurs prédites à l'aide du modèle de Millington et Schearer (1971) modifié par Collin (1987). Les calculs préliminaires que nous avons effectués ont montré que le coefficient de diffusion de l'oxygène à travers un milieu poreux saturé devient environ équivalent à celui dans l'eau pour un degré de saturation $S_r \approx 90\%$ (figure 3.6). Ceci a également été confirmé par les essais de diffusion (Tremblay, 1995; Aachib, 1997). À cette valeur de saturation, la phase air n'est plus continue et le transport du gaz est réduit à une diffusion à travers les pores remplis d'eau (e.g. Fredlund et Rahardjo, 1993). On peut ainsi estimer que, pour maintenir son efficacité contre la diffusion de l'oxygène, le degré de saturation de la couverture en matériau meuble devrait être constamment proche de cette valeur. Une telle couverture fournirait le même niveau de réduction du flux d'oxygène que des couvertures aqueuses, ces dernières étant souvent considérées comme les plus efficaces pour limiter le DMA.

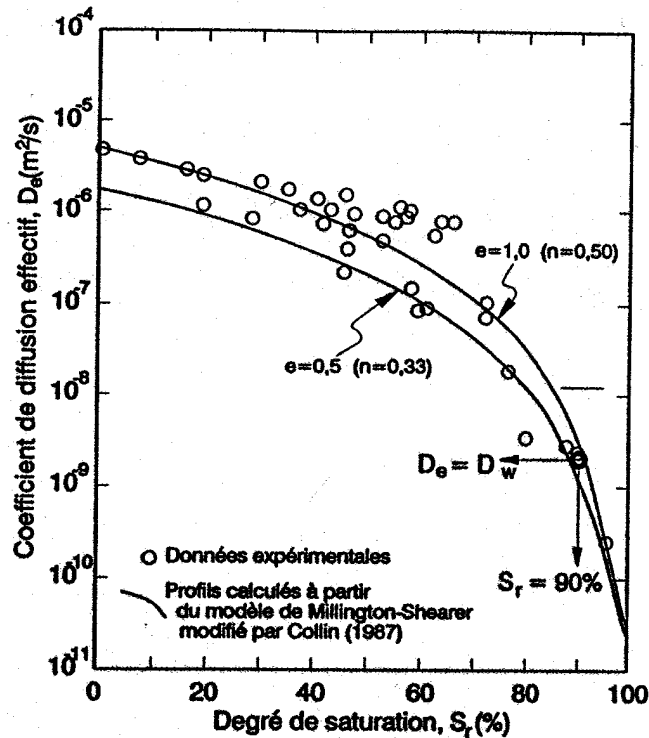


Figure 3.6 Profil de diffusion d'oxygène en fonction du degré de saturation (Aachib, 1997)

3.2 Essais en colonne

Pour l'étude du comportement hydrique de la couverture et de sa performance, deux types d'essais ont été effectués :

- essais de contrôle de l'efficacité du système de recouvrement adopté (colonnes de contrôle et de référence ; figure 3.7),
- essais de drainage (colonne de drainage ; figure 3.8),

Les principaux paramètres que nous avons mesurés au cours de cette étude sont la teneur en eau volumique et la pression interstitielle dans le milieu poreux.

En plus de ces mesures, des relevés du pH, du Eh et de la conductivité électrique de l'effluent ont été effectués à l'entrée et à la sortie, soit en haut et en bas des colonnes de contrôle. Des analyses de sulfates et de métaux dissous dans les échantillons d'eau recueillis ont aussi été 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. La température a également été suivie à l'intérieur et à l'extérieur des colonnes. Environ 2

ans d'observation ont été nécessaires pour cette étude, ce qui a nécessité un soin particulier durant toute la période d'essais (Aubertin et al. 1995; Aachib, 1997)

3.2.1 Colonnes de contrôle et de référence : performance des barrières de recouvrement

Les colonnes utilisées sont cylindriques, en Plexiglas, d'un diamètre intérieur de 15,5 cm. La hauteur de chaque colonne est variable selon l'objectif de l'essai.

Les colonnes de contrôle sont d'une hauteur de 150 cm et sont formées par trois sections de 50 cm chacune. Certaines de ces colonnes sont équipées d'électrodes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) pour pouvoir mesurer la teneur en eau volumique dans les différentes couches du système de recouvrement pendant toute la durée de l'expérience (figure 3.7). Huit colonnes de ce type ont été construites (C1 et CD1, C2 et CD2, C3 et CD3, C4 et CD4), chaque paire représentant un des sites sélectionnés pour les matériaux de recouvrement (Bevcon, Sigma, Senator, et Manitou-Barvu, respectivement). Tel que mentionné précédemment, ces matériaux de recouvrement sont des rejets miniers non sulfureux (non réactifs) sauf pour ceux de Manitou-Barvu qui renferment environ 3% de pyrite. Les matériaux humidifiés ont été compactés directement dans la colonne par couches de 1 kg, avec une énergie constante, jusqu'à avoir la densité voulue. La colonne est d'abord remplie avec les résidus sulfureux de Solbec-Cupra (SC) jusqu'à une hauteur de 30 cm. Ces résidus sont compactés à un indice des vides intermédiaire à ceux rencontrés sur le terrain ($e \approx 0,7$). Une couche de sable humidifié à 5% est ensuite placée sur les résidus SC ; elle constitue la couche non capillaire. L'épaisseur de cette couche est de 30 cm. Les résidus d'un des quatre sites choisis (SI, SE, BE ou MB) pour 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 serait de l'ordre de 5×10^{-6} m/s. D'après des calculs préliminaires à partir de la loi de Fick (Aachib, 1997), nous avons choisi une épaisseur de 60 cm pour la couche de rétention capillaire. La couche de sable sous-jacente permet à la couche de rétention capillaire de maintenir un haut degré de saturation grâce au concept de barrière capillaire (voir chapitre 2), tout en évacuant le surplus d'eau. Une étude d'optimisation des épaisseurs

des différentes couches de la couverture a également été effectuée et les résultats sont rappelés plus loin.

Deux petites colonnes d'une hauteur de 50 cm chacune, appelées colonnes de référence (figure 3.7), ont également été montées avec des résidus sulfureux (SC) sans couverture, pour mieux mettre en évidence l'effet d'un recouvrement sur la production d'acide due à l'oxydation des minéraux sulfurés. Ces deux colonnes sont CR1 et CR2. Les résidus de la colonne CR1 ont été prélevés sur le site Solbec-Cupra à l'été 1992 (comme pour les colonnes C1, CD1, C3 et CD3), tandis que ceux de la colonne CR2 proviennent de l'échantillonnage fait à l'été 1993 (pareil pour les colonnes C2, CD2, C4 et CD4).

Une colonne de 10 cm d'eau distillée (1819 g) est rajoutée toutes les 4 semaines (usuellement), après stabilisation du profil hydrique dans le système de recouvrement. Cette quantité d'eau correspond approximativement au volume de pore de la couche des résidus sulfureux (SC). Ainsi, la quantité d'eau totale recueillie à chaque cycle de lessivage (après 4 semaines) correspond environ à celle de l'eau interstitielle de cette couche durant le cycle. Pour les colonnes de contrôle, les 10 cm d'eau n'ont été rajoutés qu'au début du deuxième cycle ; les colonnes de contrôle étant initialement saturées, cette quantité d'eau est fournie par le drainage des couches de sable de la couverture durant le premier cycle.

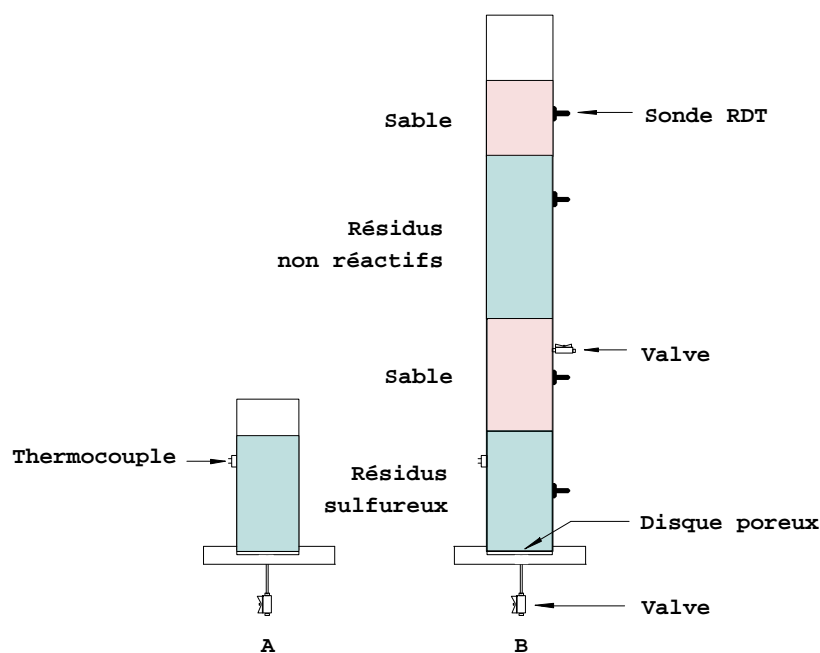


Figure 3.7 Schéma du dispositif expérimental avec les colonnes de contrôle (B) et de référence (A)

3.1.2 Colonne de drainage : caractéristiques hydriques des systèmes de recouvrement

L'appareillage consiste ici en une colonne verticale d'une hauteur de 110 cm, formée de deux colonnes de 55 cm chacune. Ceci nous a facilité 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 3.8), 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 (réflectométrie dans le domaine du temps) mesure la teneur en eau volumique correspondante. Une valve de saturation et de drainage est installée en bas de la colonne.

Les essais en colonne de drainage nous permettent d'étudier le comportement hydrique du système de recouvrement utilisé dans les colonnes de contrôle pendant le drainage. Les épaisseurs utilisées pour chaque couche de la couverture sont les suivantes : 43 cm pour la barrière capillaire (couche de résidus miniers non réactifs), 21 cm pour la couche de sable sus-jacente (couche anti-évaporation) et 33 cm pour la couche de sable sous-jacente (couche de drainage). Le choix d'une épaisseur de la barrière capillaire plus petite dans la colonne de drainage que dans les colonnes de contrôle nous avons été imposé par la longueur de la colonne de drainage (110 cm); ceci nous place, a priori, dans des conditions plus défavorables.

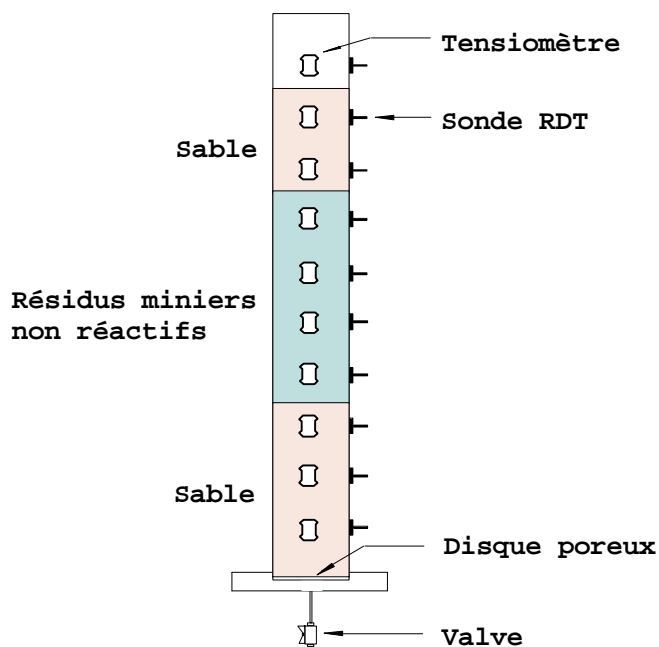


Figure 3.8 Schématisation de la colonne de drainage (la sonde RDT permet la mesure de la teneur en eau volumique par la méthode de réflectométrie dans le domaine du temps)

3.3 Résultats

On sait que l'épaisseur L de la barrière de recouvrement a une influence importante sur le flux d'oxygène. Par exemple, la figure (3.9) montre que la réduction effective du flux d'oxygène a surtout lieu dans le premier mètre de l'épaisseur de la couverture. Sur cette figure, l'efficacité est définie par rapport à la réduction du flux d'oxygène, avec et sans couverture (Nicholson et *al.*, 1989; Aachib et *al.* 1993; Aubertin et *al.* 1995). Au-delà d'une épaisseur d'environ 1 m, l'effet d'une augmentation de l'épaisseur n'améliore que très peu l'efficacité de la barrière. La figure (3.9) confirme aussi l'importance du degré de saturation. Par exemple, on peut observer qu'une couverture ayant 0,5 m d'épaisseur, saturée à 90%, serait plus efficace qu'une couverture de 4,0 m d'épaisseur avec une saturation de 80%. C'est à partir de cette analyse que les épaisseurs de couche ont pu être choisies pour les essais en colonne.

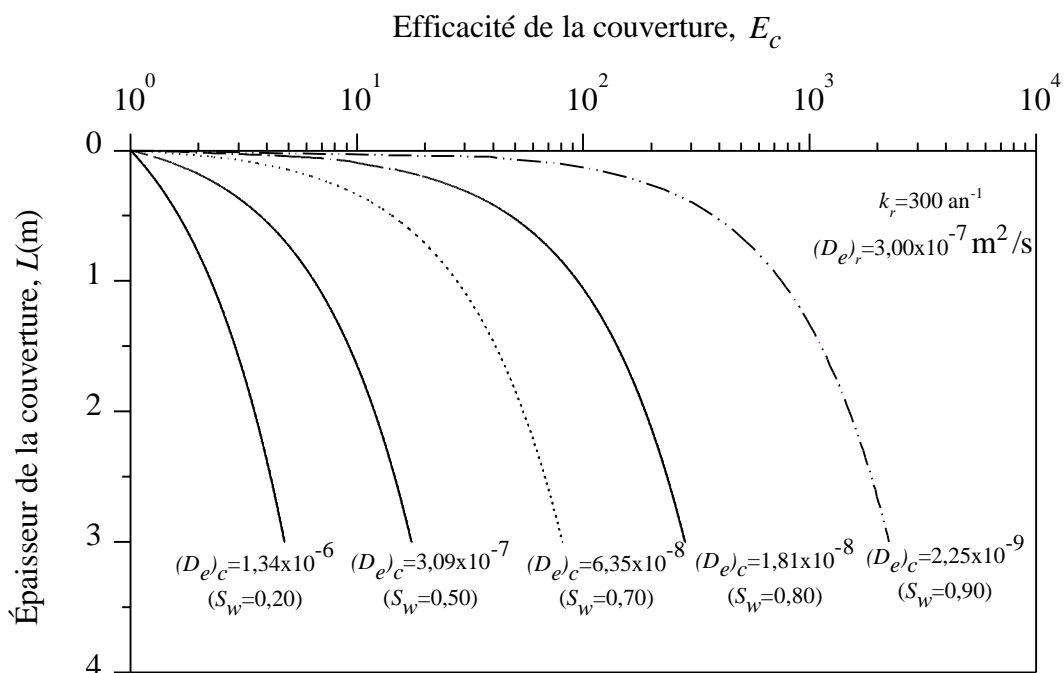


Figure 3.9 Évaluation de l'efficacité de la couverture en fonction de son épaisseur et du degré de saturation (Aachib et *al.*, 1993)

L'ensemble des résultats des essais en colonne et des simulations numériques supporte pleinement les hypothèses de travail : les couvertures multicouches que nous avons conçues et testées en laboratoire ont été efficaces pour limiter le problème de drainage minier acide (DMA). En outre, les résultats de nos essais en colonne confirment les résultats de la modélisation numérique : la couche capillaire constituée de rejets miniers a conservé un haut degré de saturation ($S_r \geq 90\%$) durant toute la période des essais (2 ans, environ), même avec certaines périodes sèches (sans apport d'eau) (figure 3.10). L'infiltration d'oxygène vers les résidus réactifs a ainsi été limitée. Aucune oxydation de ces derniers n'a été décelée, sauf dans certaines colonnes où il y a eu des problèmes techniques d'étanchéité favorisant des fuites d'oxygène de l'air vers les résidus sulfureux (voir Aachib, 1997). Néanmoins, même dans ces cas, nous avons constaté que le pH diminuait beaucoup moins que pour les colonnes des résidus sans couverture. Nous avons constaté aussi que, une fois désaturée, la couche inférieure conserve une faible teneur en eau malgré le rajout d'eau en surface (10 cm d'eau) au début de chaque cycle; ceci s'explique par le débit restreint

de l'écoulement à travers la couche moins perméable du dessus qui ne peut soutenir l'écoulement à saturation de la couche de sable en dessous, ce qui concorde pleinement avec la théorie.

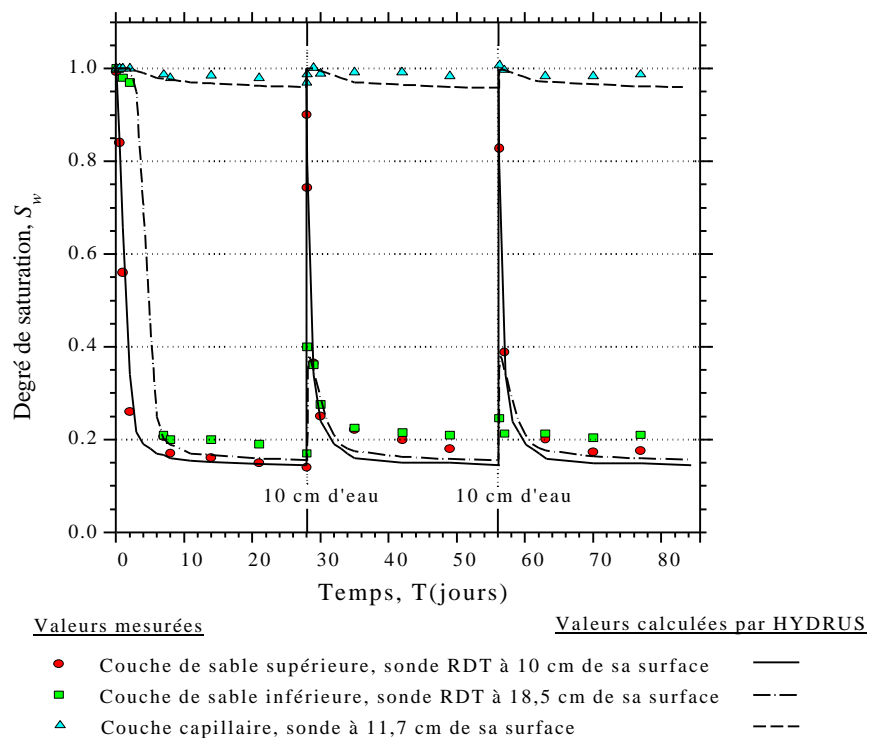


Figure 3.10 Variation du degré de saturation en fonction du temps pour les différentes couches de la couverture d'une colonne de contrôle (Aachib, 1997)

De plus, les essais menés sur les différentes colonnes ont montré une bonne reproductibilité des résultats.

Pour les colonnes avec couverture, le pH du lixiviat variait autour d'une valeur moyenne de 5,6 et le Eh restait proche des valeurs mesurées pour l'eau de lessivage tel que montré aux figures 3.11 et 3.14. D'autres résultats observés sont également présentées aux figures 3.12 à 3.21.

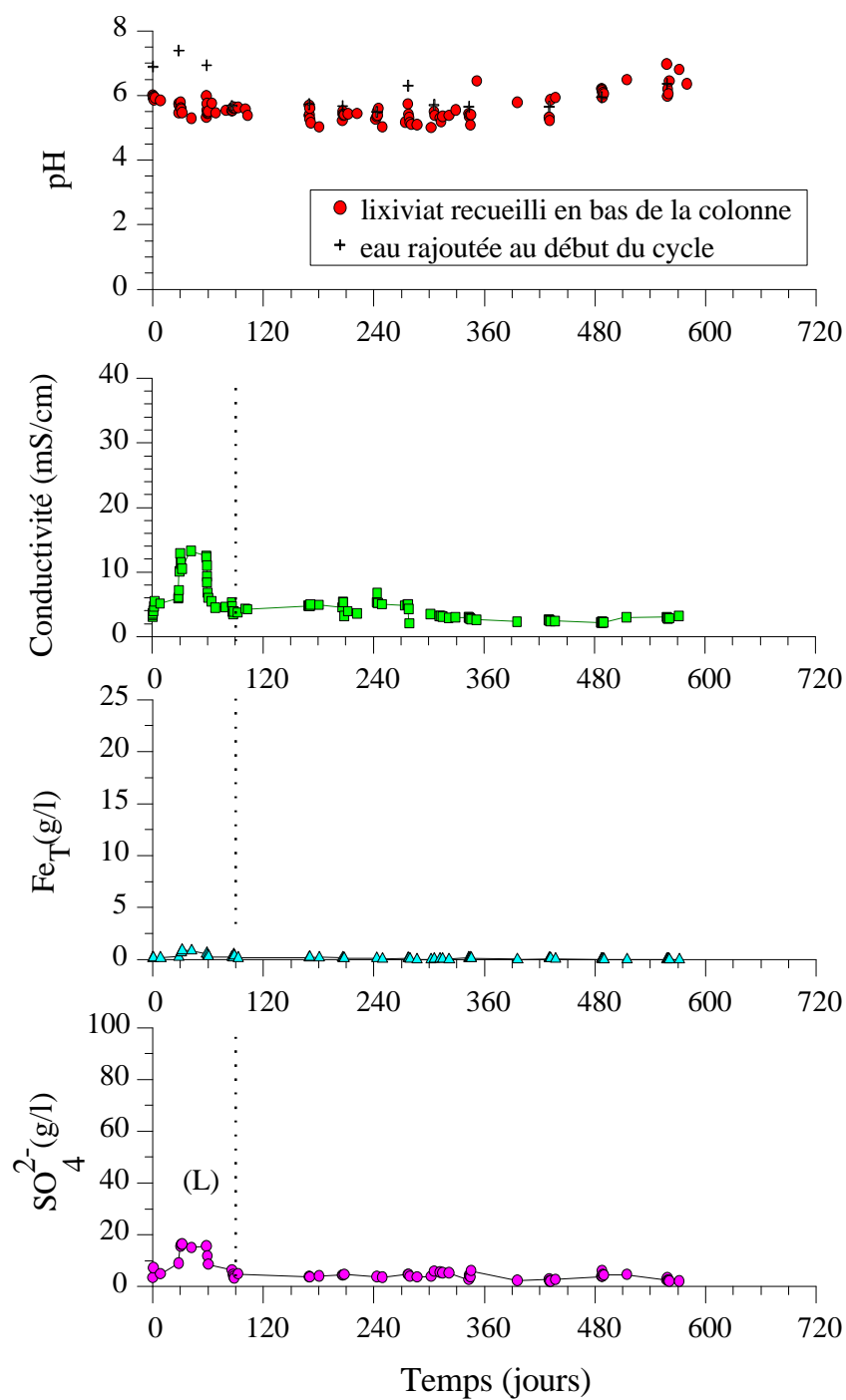


Figure 3.11 Colonne de contrôle CD1 (résidus couverts) (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure (Aachib, 1997)

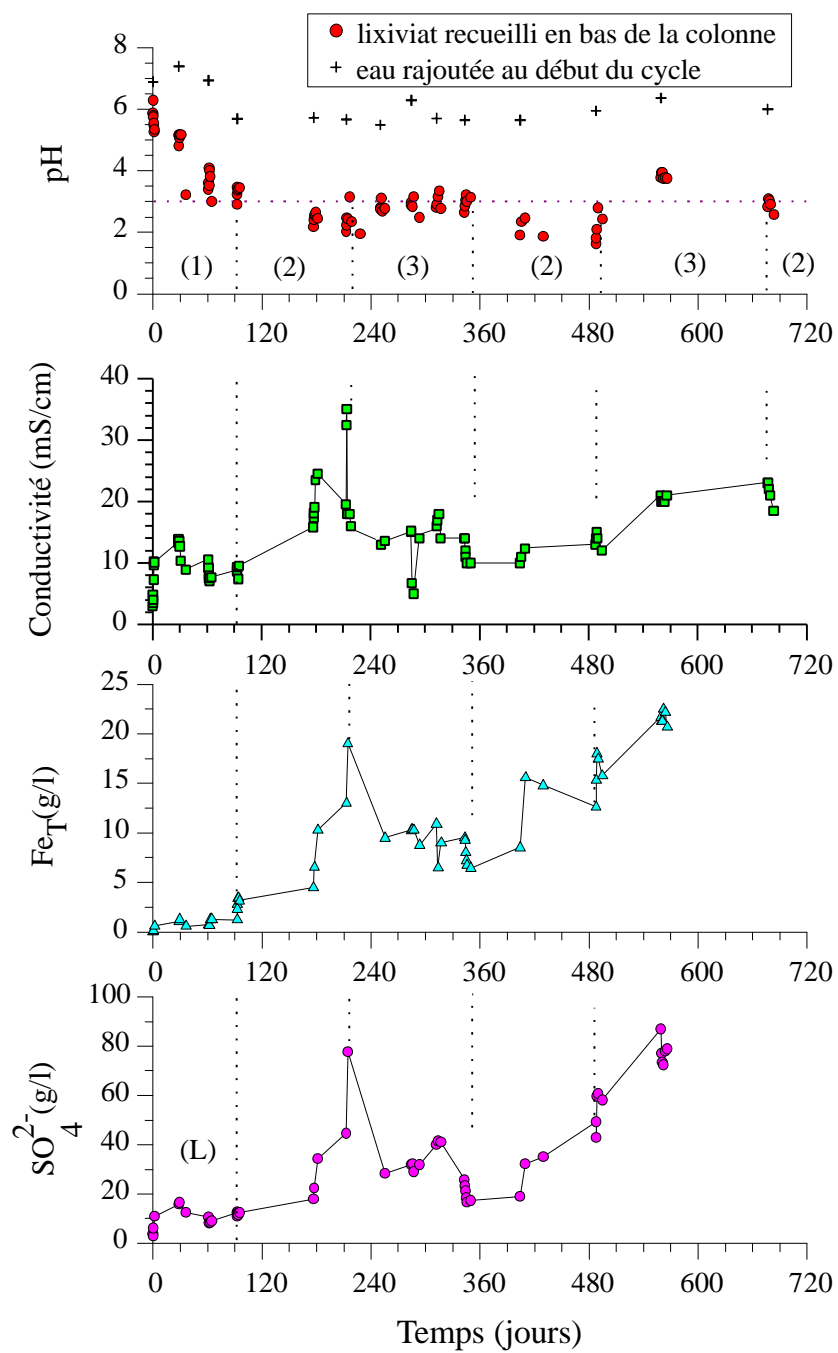


Figure 3.12 Colonne de référence CR1 (résidus non couverts) (1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure (Aachib, 1997)

Comme on peut le remarquer sur les figures (3.11) et (3.12), un premier largage (L) de fer et de sulfates a eu lieu au cours des 90 premiers jours (3 premiers cycles), aussi bien pour les colonnes de référence que pour les colonnes de contrôle. Il en est de même pour le zinc (figure 3.17). Ce premier largage provient d'une oxydation antérieure, avant la mise en colonne des résidus sulfureux et leur saturation.

Pour les colonnes de référence, le pH du lixiviat a baissé rapidement après le premier cycle de drainage et est descendu en bas de 2,0 au bout de 210 jours environ (figure 3.12), tandis que le Eh (potentiel d'oxydoréduction) a augmenté de 0 mV à des valeurs entre 250 et 550 mV (figure 3.14). Les concentrations en sulfates et en fer total ont augmenté subséquentement jusqu'au 240ème jour après lequel elles ont commencé à baisser (figure 3.12). Cette baisse est probablement associée à la formation du précipité jaunâtre observé à travers la paroi transparente de la colonne en Plexiglas. Ce précipité enveloppe les particules pyriteuses, ce qui réduit la surface de la pyrite exposée à l'oxydation. Une étude utilisant la diffraction des rayons X a montré ultérieurement qu'il s'agissait de la jarosite (Bernier, 1996). L'effet de la jarosite sur le taux d'oxydation des sulfures a été remarquable entre le 240ème et le 360ème jour: le pH a augmenté et s'est stabilisé autour de 3, tandis que les concentrations en sulfates et en fer total ont diminué. Lorsque la jarosite a été partiellement lessivée (lixiviat recueilli de couleur jaunâtre), l'activité bactérienne a semblé reprendre et le pH a recommencé à baisser de nouveau, alors que les teneurs en fer total et en sulfates ont augmenté. Le même processus recommence alors et tend à continuer ainsi, périodiquement, probablement jusqu'à ce que toute la pyrite soit consommée. La formation de précipités suite à l'oxydation des résidus a également modifié leurs propriétés hydriques ; on a ainsi remarqué que la masse d'eau drainée à partir des colonnes de référence diminuait avec le temps (figure 3.13). À la fin des essais qui ont duré 2 ans au total, l'épaisseur de la partie jaunâtre (zone oxydée) en surface des résidus sulfureux était d'environ 10 cm, ce qui représentait le 1/3 de l'épaisseur totale de ces résidus (Aachib, 1997).

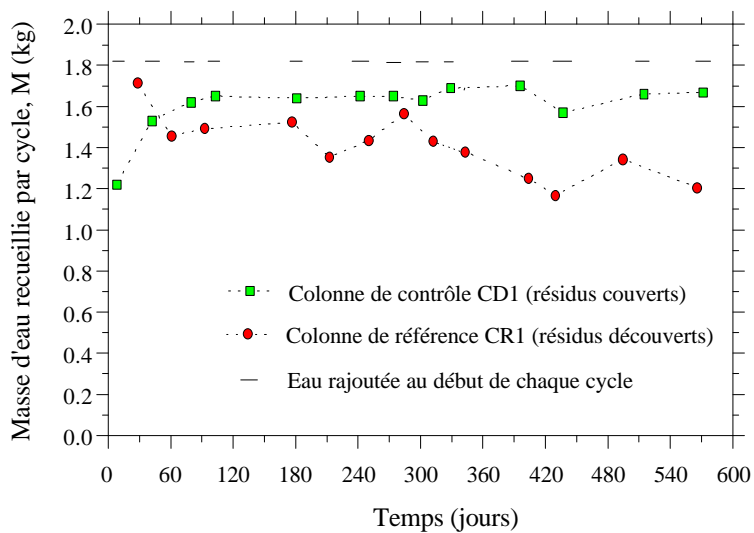


Figure 3.13 Masses d'eau rajoutée et recueillie à la base des colonnes (Aachib, 1997)

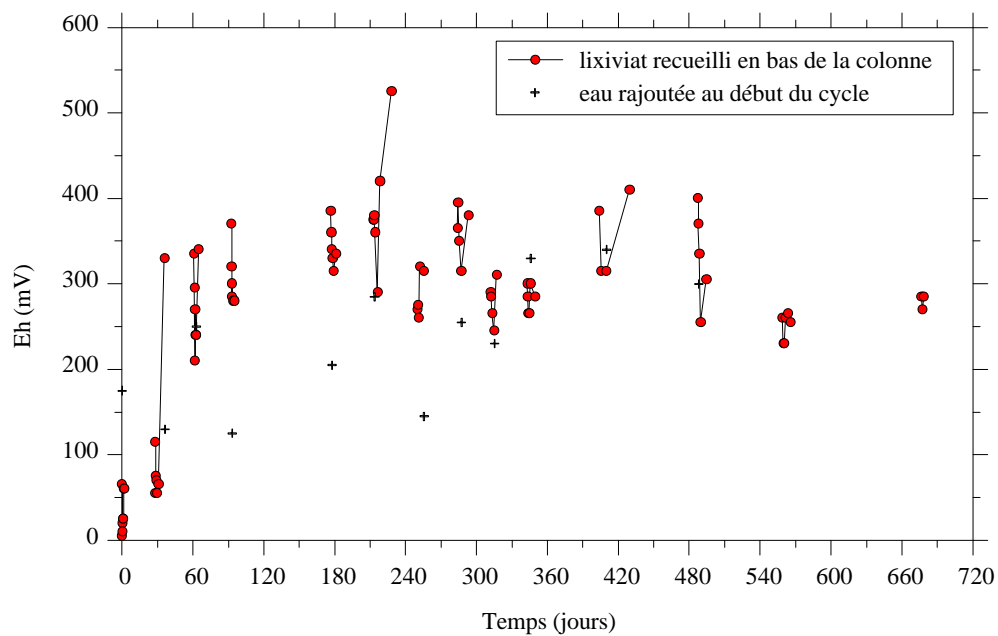


Figure 3.14 Variations du Eh en fonction du temps (colonne de référence CR1). Les zones sans traits signifient pas de lixiviat (Aachib, 1997)

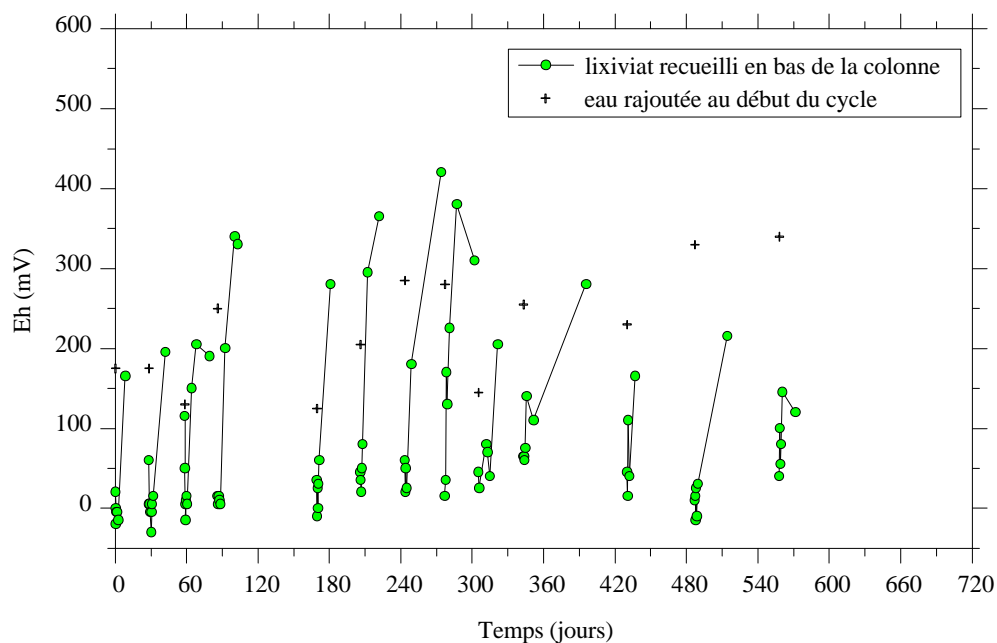


Figure 3.15 Variations du Eh en fonction du temps (colonne de contrôle CD1). Les zones sans traits signifient pas de lixiviat (Aachib, 1997)

Les analyses de métaux dissous et de sulfates ont indiqué un taux d'oxydation des sulfures très élevé pour les colonnes de référence (sans couvertures). Nous avons aussi noté une bonne corrélation entre les teneurs en fer total, en zinc et en sulfates (figures 3.12, 3.17 et 3.18). Nous avons également remarqué que le cuivre n'était présent dans le lixiviat à des concentrations appréciables que lorsque le Eh était approximativement au-dessus de 200 mV et le pH en dessous de 4 (voir figure 3.20).

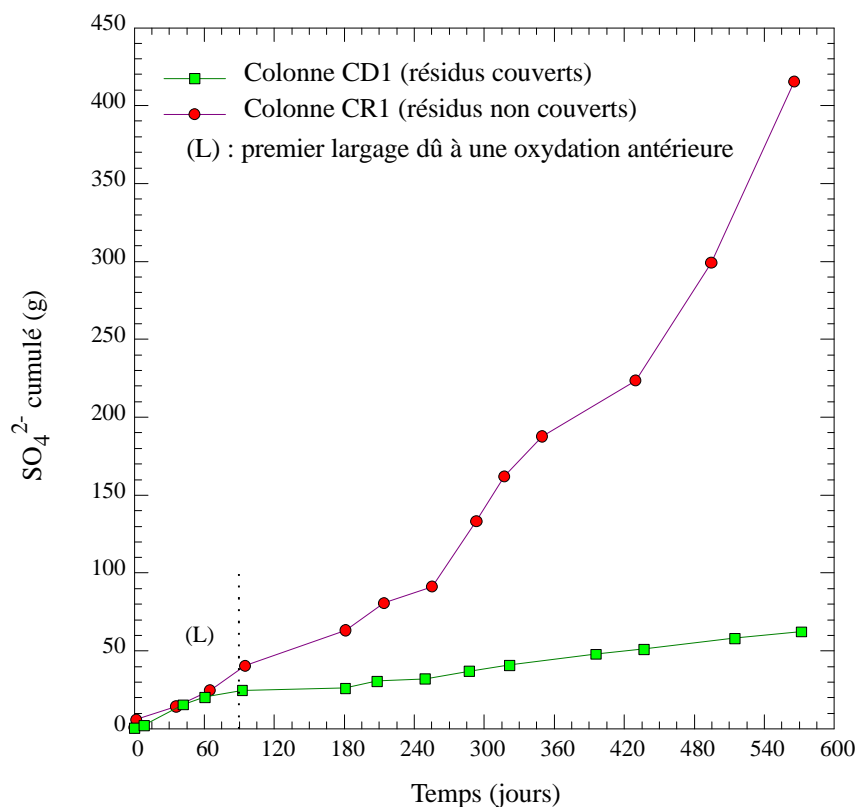


Figure 3.16 Masse cumulée des sulfates dans le lixiviat en fonction du temps (Aachib, 1997)

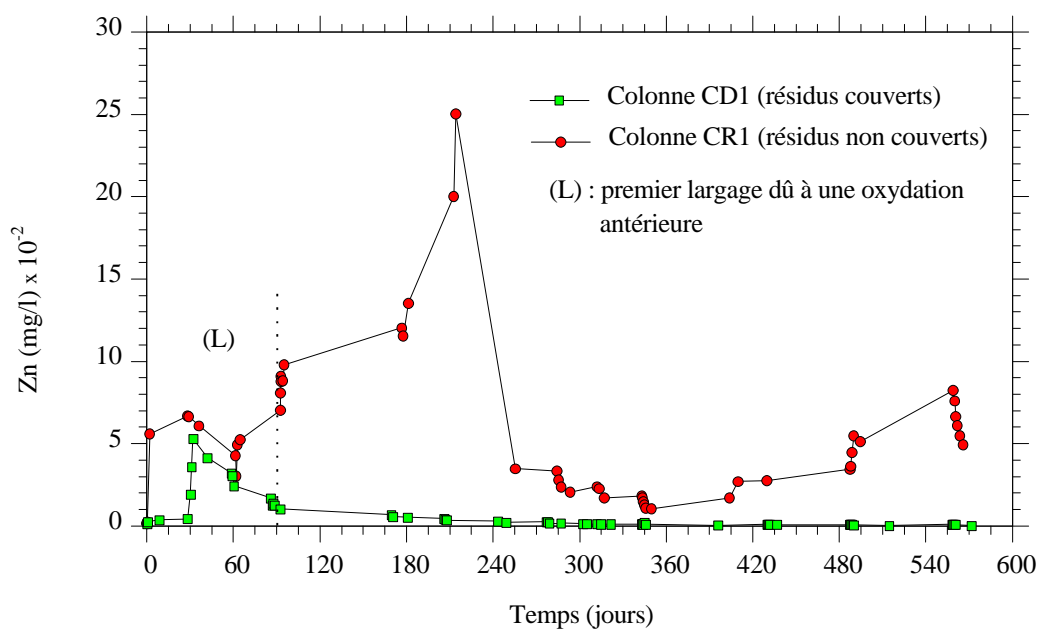


Figure 3.17 Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps (Aachib, 1997)

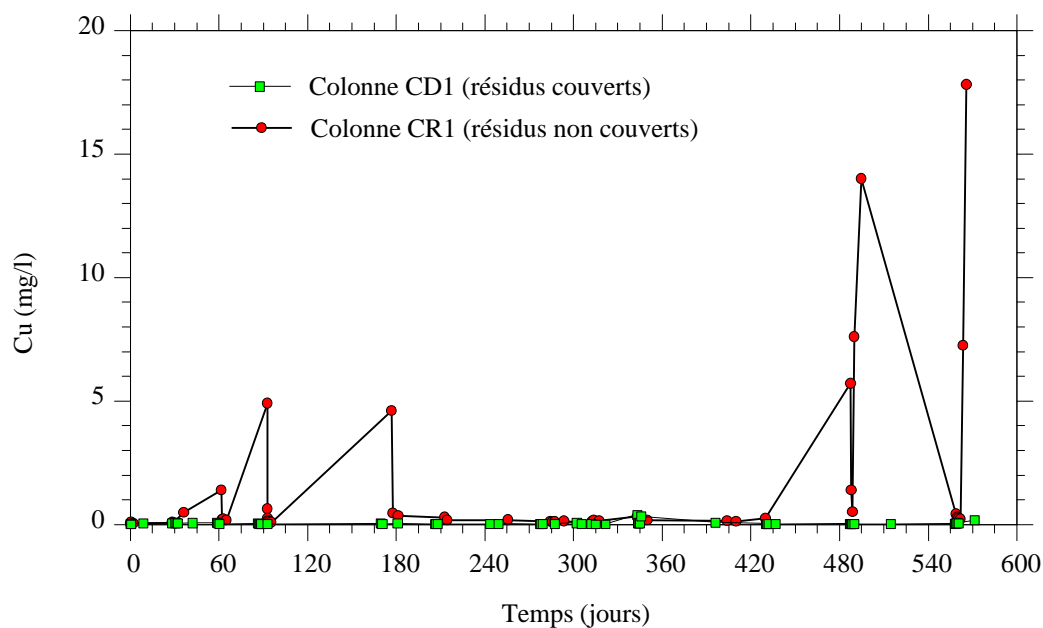


Figure 3.18 Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps (Achib, 1997)

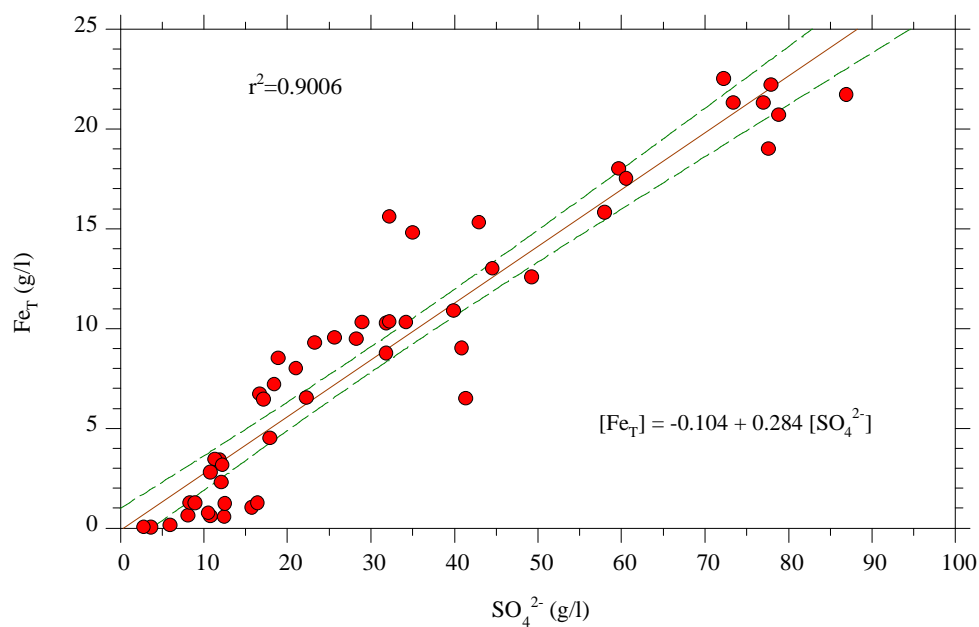


Figure 3.19 Teneurs en fer total en fonction des teneurs en sulfates pour la colonne de référence CR1 (Achib, 1997)

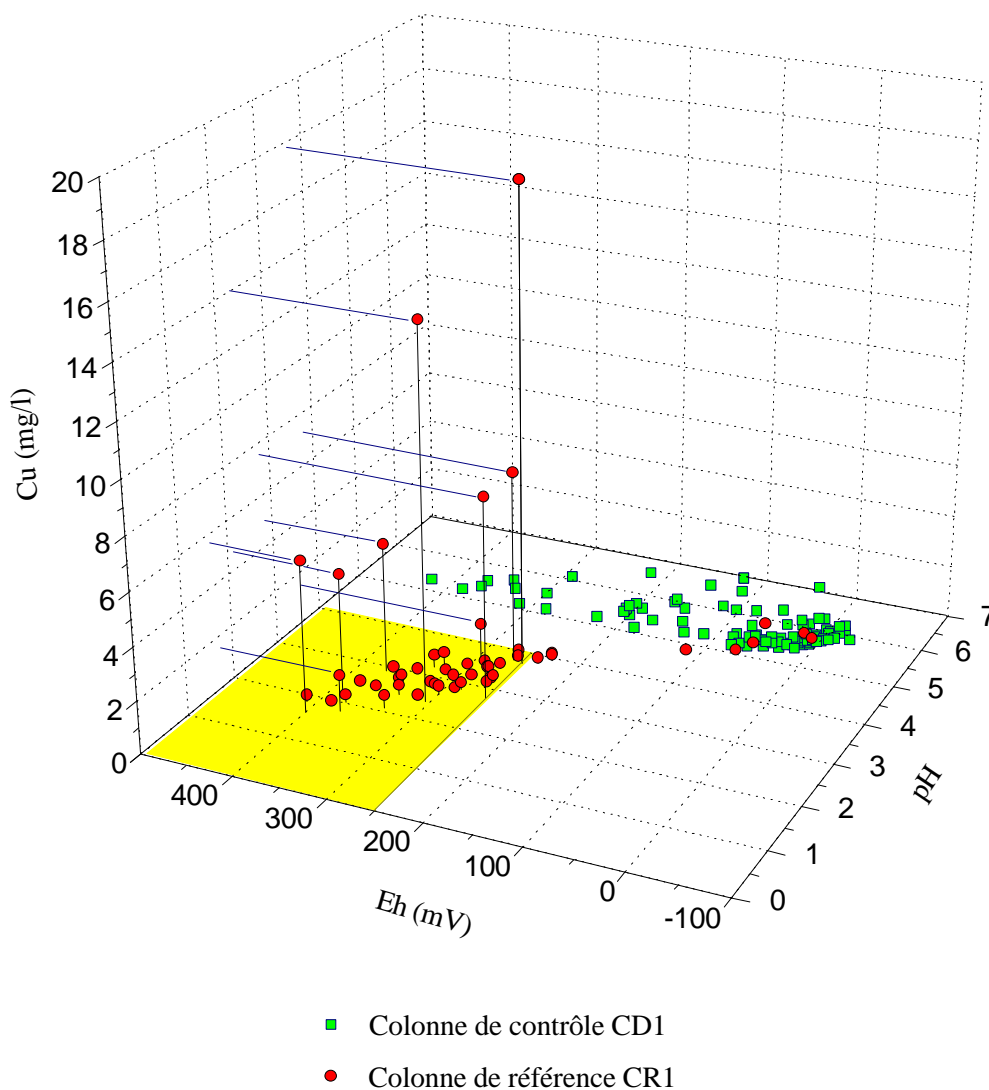


Figure 3.20 Teneurs en cuivre recueillies en fonction du pH et du Eh (Aachib, 1997)

Le diagramme Eh-pH présenté à la figure (3.21) montre les phases aqueuses et solides pour le fer dans un système avec des activités de K, SO_4 et Fe typiques à celles trouvées dans le lixiviat des déchets miniers pyriteux (Appelo et Postma, 1993). Sur ce diagramme, on remarque que les valeurs mesurées pour la colonne de référence suivent étroitement la ligne limite Fe^{2+} /jarosite. Il est donc possible que le fer mobilisé dans la colonne ait été limité par la formation de la jarosite. L'ensemble des résultats de ces essais est présenté dans le thèse de M. Aachib (1997) et dans un document annexe disponibles à l'École Polytechnique.

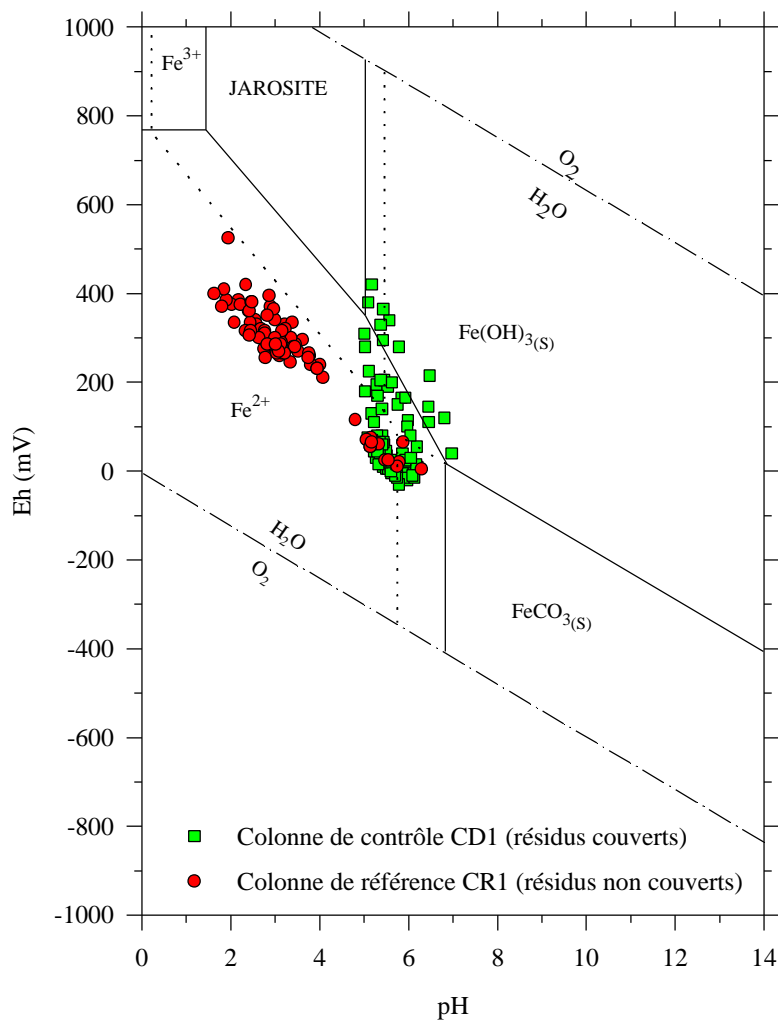


Figure 3.21 Résultats des essais en colonnes CR1 et CD1 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H₂O-CO₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champs tracé pour les activités Fe=10^{-4,05}, K=10⁻³, SO₄=10⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10^{-1,79}, K=10^{2,5}, SO₄=10^{-1,8} (Aachib, 1997)

3.4 Analyse des conditions hydriques

L'efficacité des CEBC (couvertures avec effets de barrière capillaire) dépend des conditions hydriques, i.e. de la distribution de l'humidité dans le système en fonction du temps. Pour étudier cet aspect, un grand nombre d'analyses ont été réalisés à l'aide de modèles numériques (e.g. Aubertin et *al.* 1995, 1996c, 1997a; Bussière et *al.* 1996). Outre le programme SEEP/W utilisé dans plusieurs calculs (voir le chapitre 4), les équations d'écoulement en milieu poreux non saturé peuvent aussi être résolues numériquement à l'aide du programme HYDRUS (Kool et van Genuchten, 1991). Ce programme simule l'écoulement de l'eau dans un milieu poreux unidimensionnel à saturation variable. Le code numérique est en FORTRAN-77 utilisant la méthode des éléments finis avec solutions linéaires de type Galerkin et schéma implicite. HYDRUS suppose aussi que les propriétés hydrauliques, $\mathbf{q}(\mathbf{y})$ et $k(\mathbf{q})$, peuvent être décrites par les fonctions paramétriques (3.7) à (3.9). Ce programme a été validé sur diverses données expérimentales tirées de la littérature (Kool et van Genuchten, 1991 ; Aachib, 1997).

Nous avons appliqué le programme HYDRUS à nos essais en colonne de drainage et nous avons constaté un bon accord entre les profils mesurés et simulés (figures 3.10 et 3.25). Les figures (3.22) à (3.24) montrent les conditions aux limites imposées à la surface et à la base de la couverture pendant un essai en colonne de drainage.

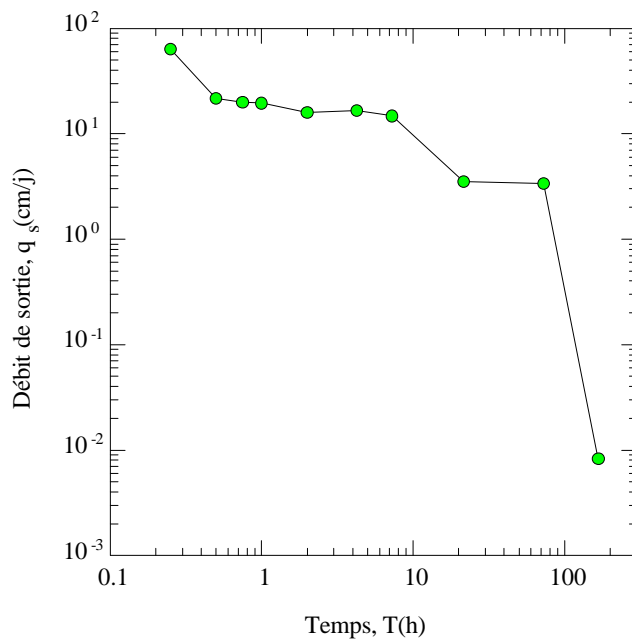


Figure 3.22 Débit à la sortie de la colonne de drainage au cours du deuxième essai (Aachib, 1997)

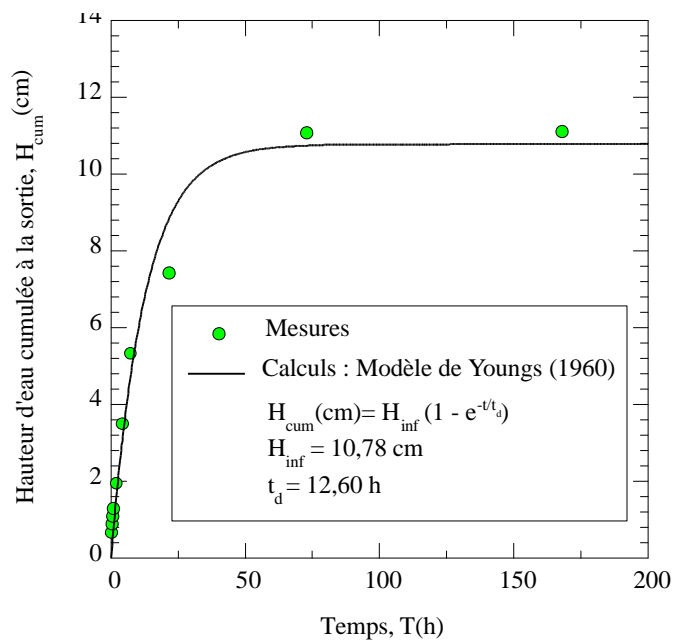


Figure 3.23 Hauteur d'eau cumulée à la sortie de la colonne pendant l'essai de drainage (Aachib, 1997)

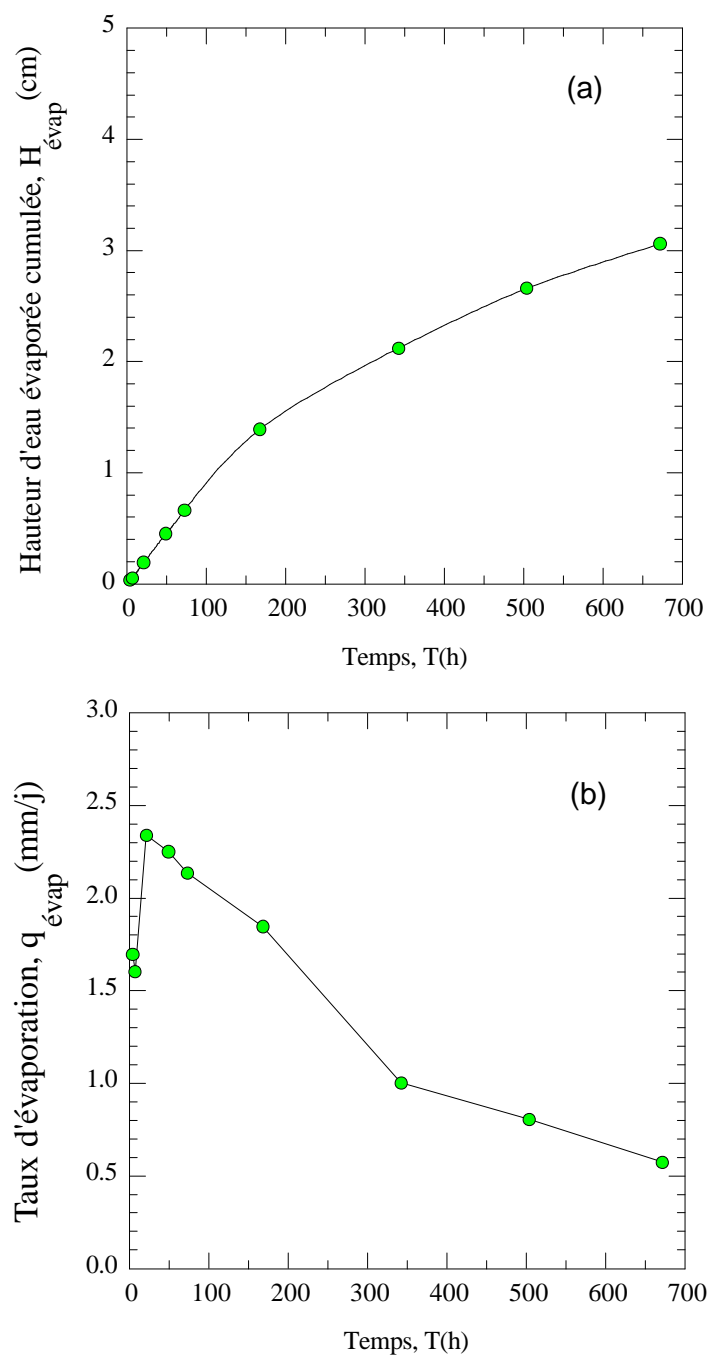


Figure 3.24 (a) Hauteur d'eau évaporée cumulée et (b) taux d'évaporation au cours de l'essai de drainage (Aachib, 1997)

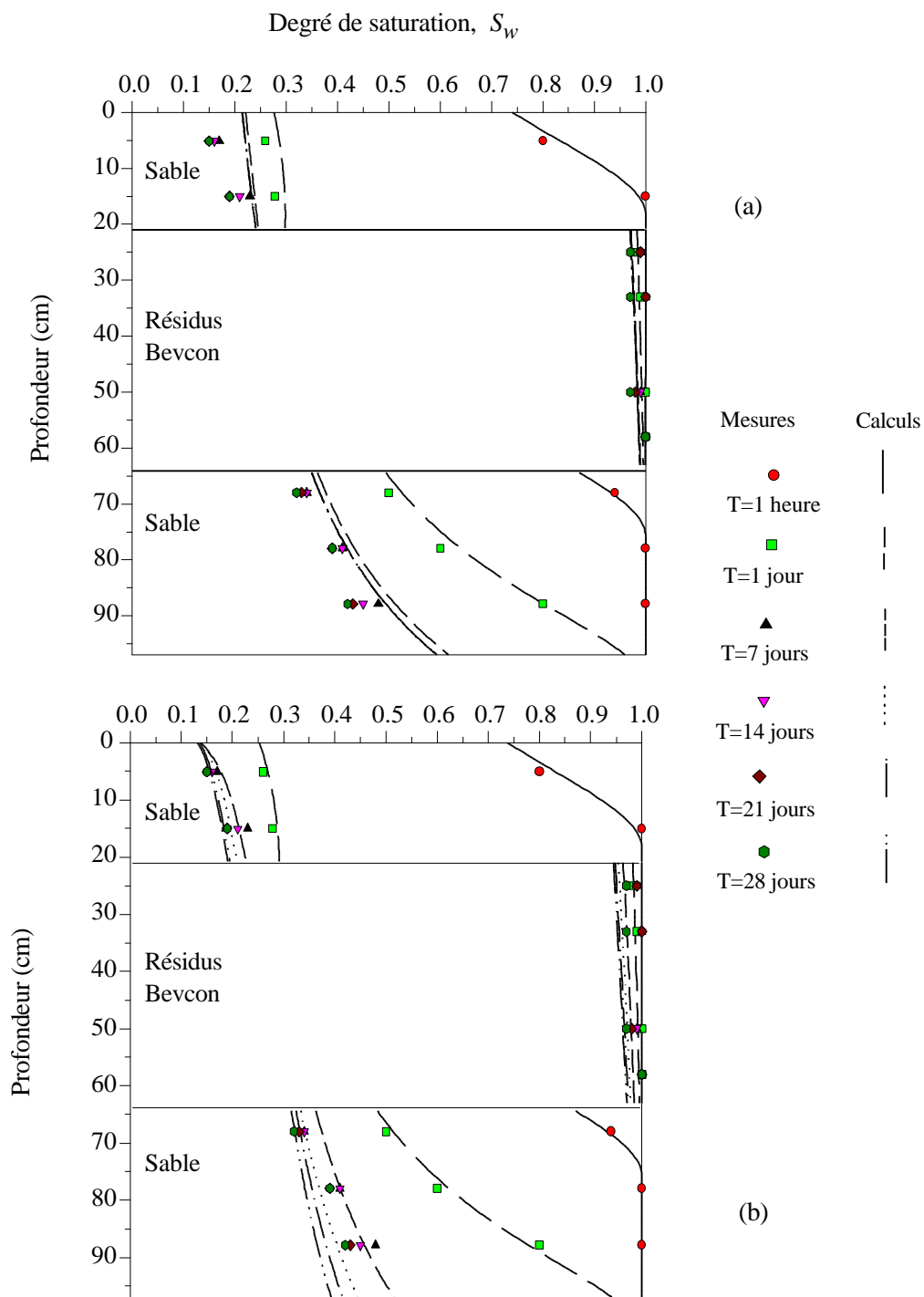


Figure 3.25 Résultats du deuxième essai de drainage et simulations (Aachib, 1997)
 (a) Profils de saturation sans tenir compte de l'évaporation
 (b) Profils de saturation avec évaporation

Après avoir calibré le programme HYDRUS sur nos essais de drainage, nous avons procédé à diverses simulations, en tenant compte d'une nappe à la base de la couverture d'une part, puis avec la nappe loin en dessous d'autre part. Ces simulations ont en outre montré que pour avoir un bris capillaire efficace dans le cas où la nappe se trouverait à la base de la couverture, il est souhaitable que la couche de sable inférieure ait une épaisseur (H_{si}) au moins égale à $|y_r|$ du sable (figures 3.26 et 3.27). Dans ce cas, le sable se draine à sa valeur résiduelle z_r de sorte que sa conductivité hydraulique non saturée devient très faible ce qui peut empêcher l'eau de la couche de matériau fin de s'écouler vers le bas. On maintient alors la couche capillaire à un haut niveau de saturation. Pour les matériaux considérés, cette épaisseur est de 65 cm, compte tenu des caractéristiques hydriques du sable que nous avons utilisé (voir tableau 3.1). Pour ces simulations, l'épaisseur de la couche capillaire (H_b) du matériau fin a été fixée à 60 cm. D'autres simulations avec $H_b=40$ cm ont donné le même résultat (Aachib, 1997).

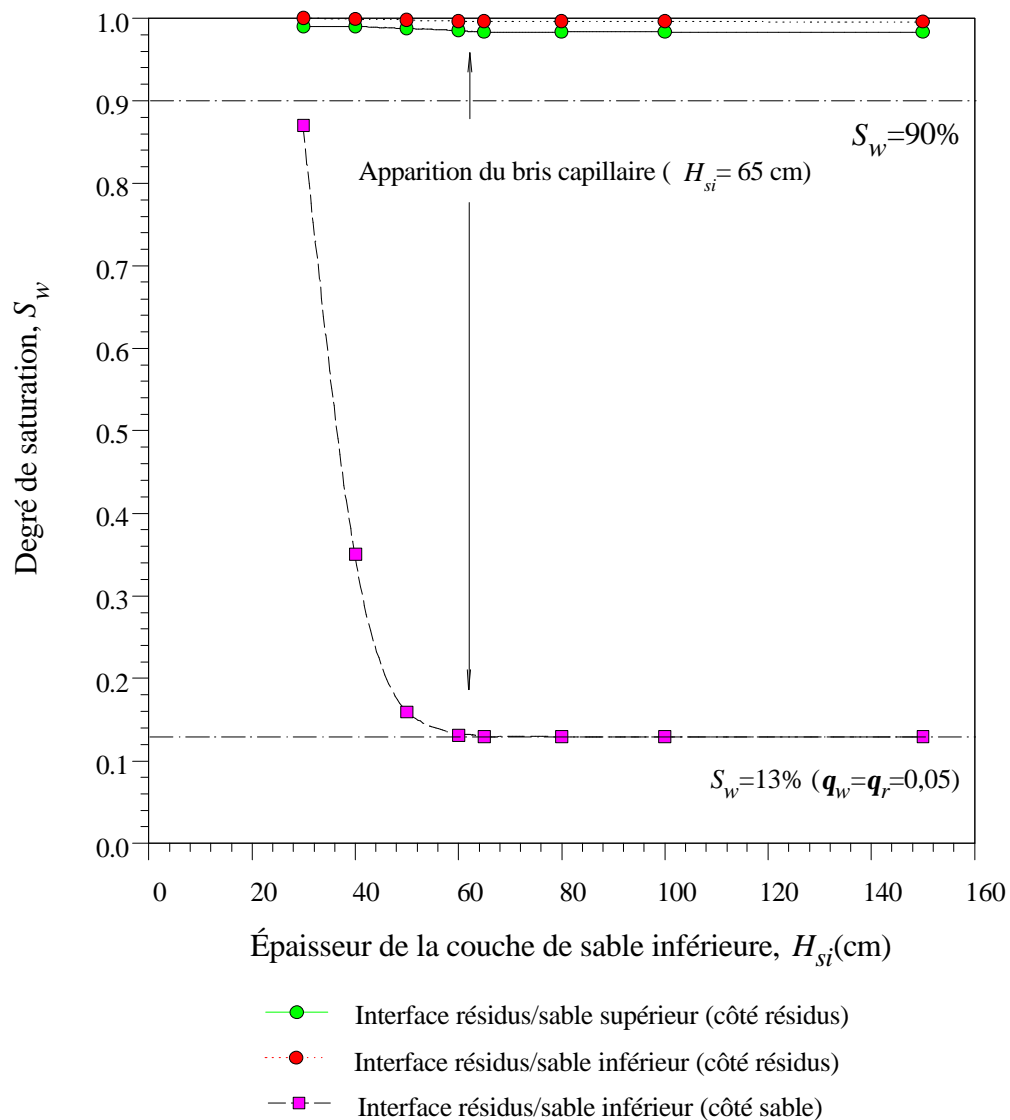


Figure 3.26 Degré de saturation aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche de sable inférieure, avec niveau de la nappe à la base du système de recouvrement (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) ; $H_b = 60$ cm (Aachib, 1997)

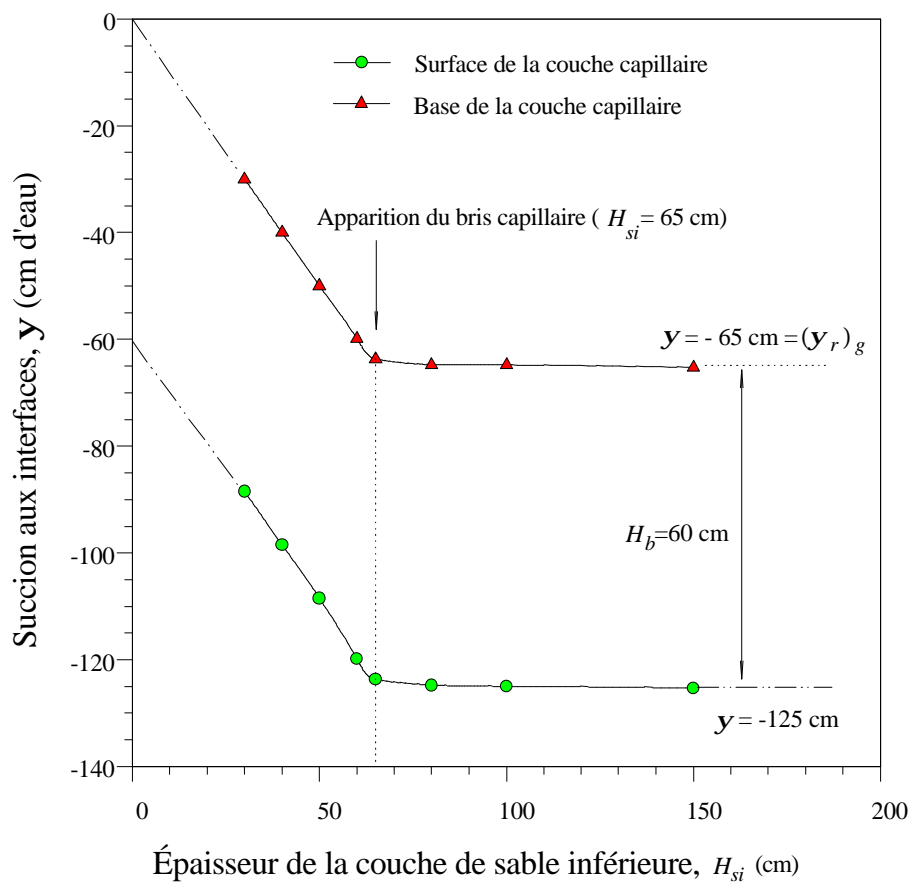


Figure 3.27 Succion aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche de sable inférieure, avec niveau de la nappe à la base du système de recouvrement (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) ; $H_b=60$ cm (Aachib, 1997)

Dans le cas où la nappe serait loin en profondeur, une épaisseur de 30 cm pour la couche de sable inférieure est recommandée afin que le système de recouvrement joue bien son rôle de barrière capillaire. On voit dans ce cas, sur la figure 3.28, que les deux couches de sable se drainent rapidement et la pression dans la couverture devient négative dès la première heure du drainage. Après le premier jour, les profils de saturation se stabilisent et ceux de succion suivent la pente hydrostatique dans le matériau fin. Le degré de saturation à la surface de la couche capillaire demeure supérieur à 90 %, et ceci tant que l'épaisseur (H_b) de cette couche ne dépasse pas 250 cm. L'assèchement de la surface de la couche capillaire pourrait engendrer de la fissuration (selon le type de matériau utilisé), et donc des cheminements préférentiels d'eau et d'oxygène. La figure (3.29) montre que la succion correspondant à l'AEV du matériau fin, $(y_a)_f$, est atteinte

pour une valeur de H_b autour de 200 cm. Cette dernière valeur est conforme avec la relation (2.1), qui donne comme épaisseur maximale saturée de la couche capillaire : $(H_b)_{\max} = |(\mathbf{y}_a)_f| - |(\mathbf{y}_r)_g| = 200$ cm. À partir de cette valeur, le volume d'eau recueilli à la base de la couverture augmente de façon importante (figure 3.31). On constate aussi que le volume d'eau drainé cumulé est presque le même pour les différentes épaisseurs H_b inférieures à 1 m.

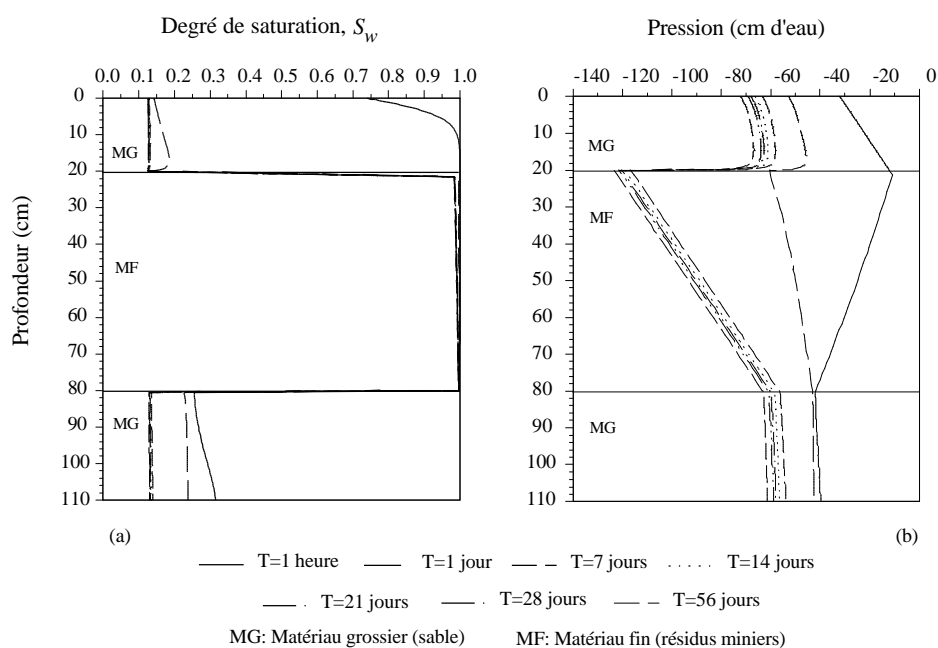


Figure 3.28 Système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 60 cm et nappe loin, (a) profils de saturation et (b) de pression (Aachib, 1997)

Les résultats montrés ici permettent d'optimiser les épaisseurs de couche en tenant compte à la fois de l'efficacité et des coûts de construction (Aubertin, 1996). Cet aspect sera discuter plus en détail dans le rapport final faisant état des travaux de terrains réalisés en parallèle avec les essais de laboratoire.

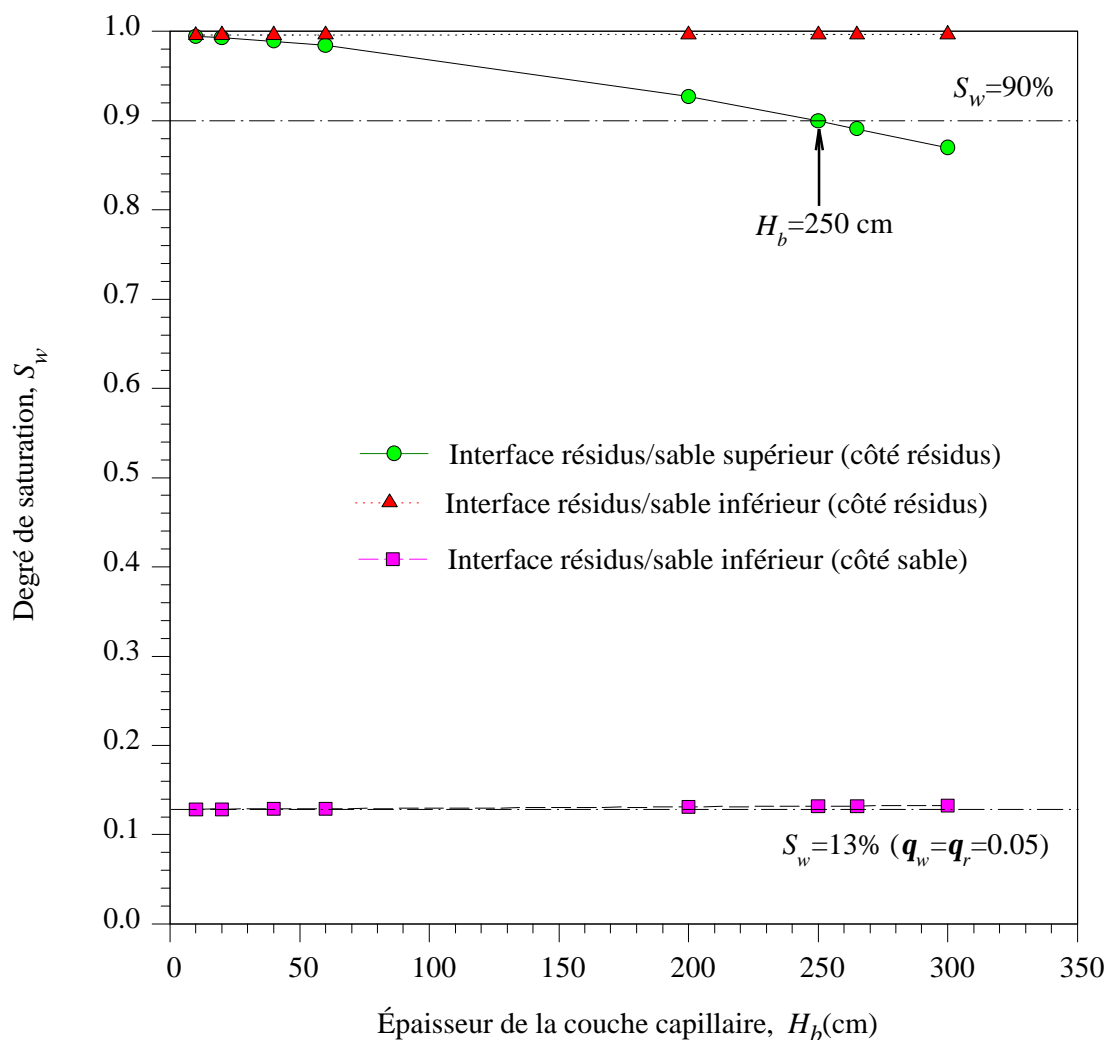


Figure 3.29 Degré de saturation aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous de la couverture (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) (Aachib, 1997)

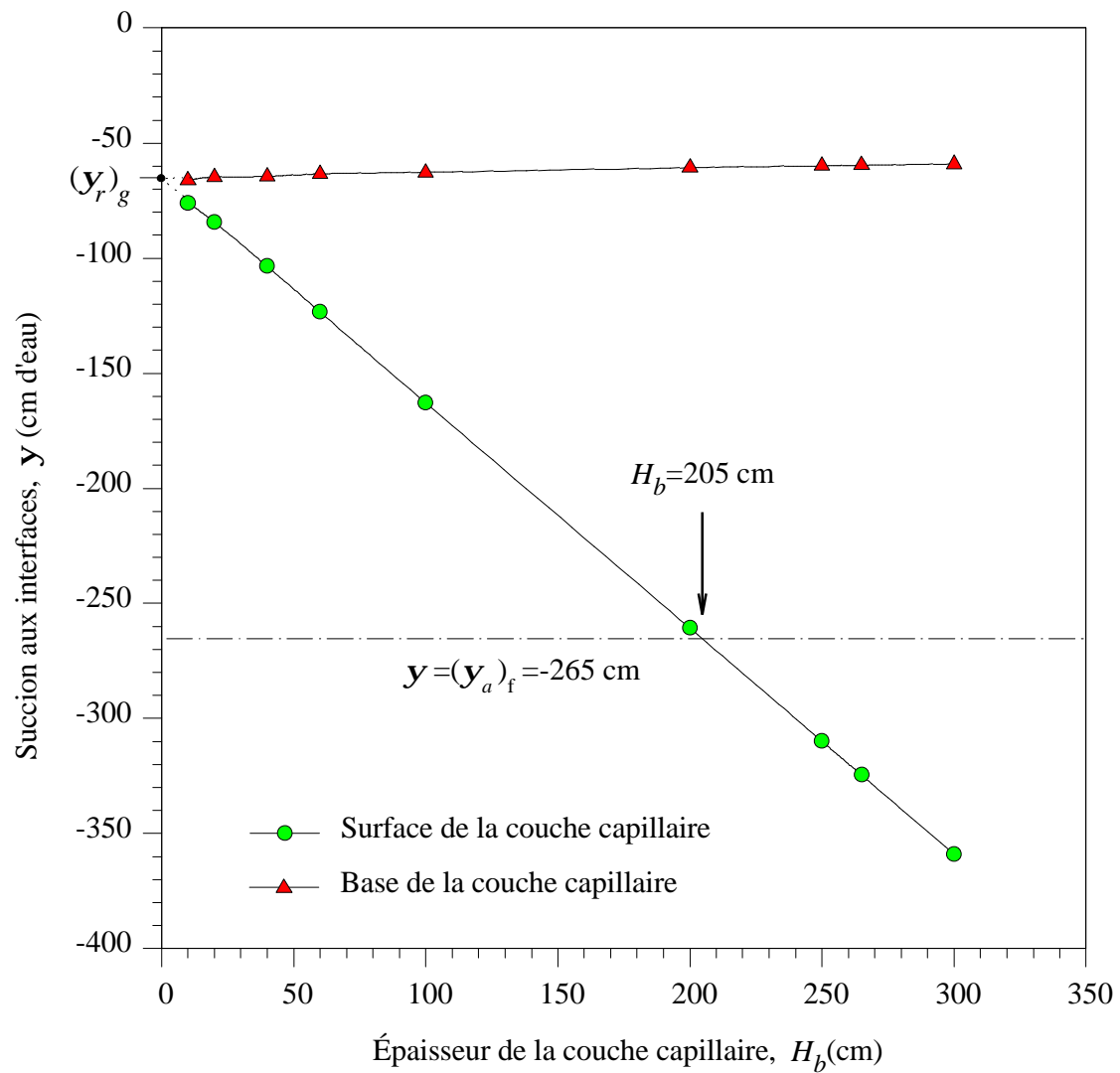


Figure 3.30 Succion aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous de la couverture (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) (Aachib, 1997)

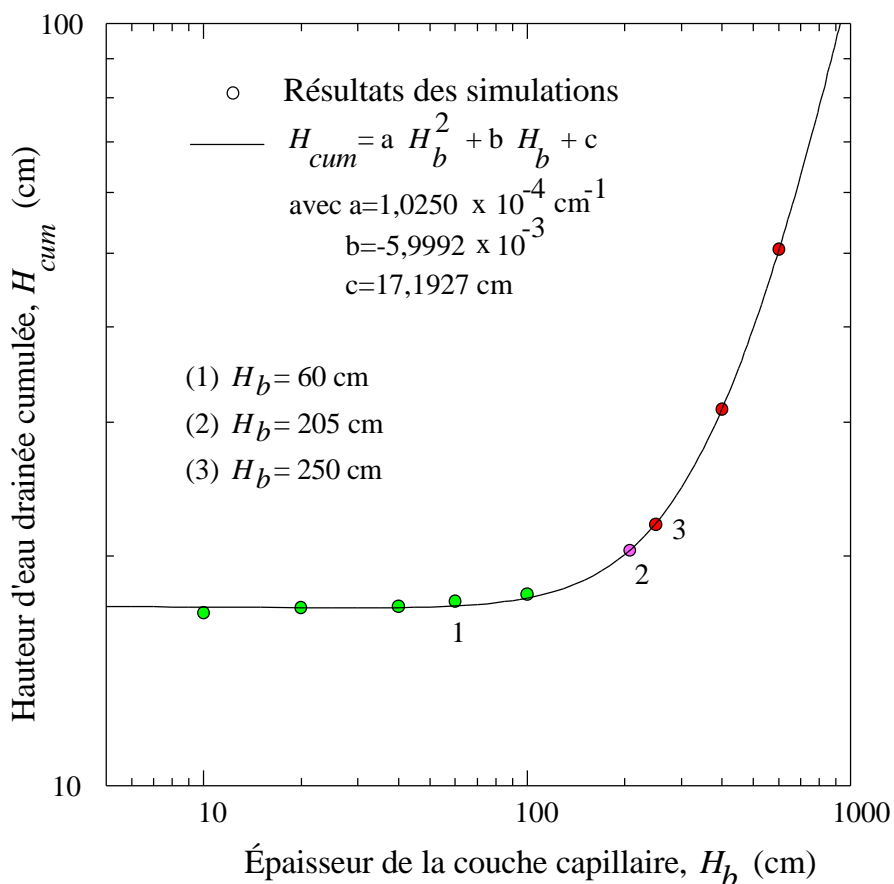


Figure 3.31 Hauteur d'eau drainée cumulée à la base de la couverture en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous (valeurs après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) (Aachib, 1997)

Les résultats montrés ici et dans les documents de support cités en référence montrent donc que le système de recouvrement que nous avons conçu au laboratoire lors de la phase I a été efficace pour limiter le problème de drainage minier acide (DMA). En particulier, on remarque que les résultats des expériences qui ont été menées sur la colonne de drainage et les colonnes de contrôle confirment les résultats de la modélisation numérique : la couche capillaire constituée de rejets miniers non pyriteux a conservé un haut degré de saturation durant toute la durée des essais (2 ans, environ), limitant ainsi l'infiltration de l'oxygène vers les résidus réactifs.

De cette étude, il est ressorti que la configuration typique préconisée pour les recouvrements de type CEBC placés sur les rejets de concentrateur devrait idéalement comprendre une couche de surface (sol

organique) servant à la croissance des plantes et à la rétention de l'humidité, une couche de protection (matériau très grossier) contre l'érosion profonde et contre les intrusions biologiques, une couche drainante (matériau grossier), une couche à forte rétention capillaire (matériau fin peu perméable) et une couche de bris capillaire (matériau grossier) (figure 3.32). Les travaux réalisés ont permis aussi de dégager quelques règles pratiques à partir des caractéristiques hydriques des matériaux utilisés afin d'optimiser le dimensionnement du système de recouvrement. D'après les simulations numériques, on peut dire qu'un système de recouvrement dont l'épaisseur de la couche capillaire ne dépasse pas 1,00 m serait théoriquement efficace, en supposant que la couche sous-jacente de matériau grossier remplit bien son rôle. Dans le cas où la nappe serait loin, une épaisseur de 30 cm pour la couche sous-jacente est suffisante pour qu'elle puisse bien jouer son rôle de bris capillaire. Si le niveau de la nappe se trouve à la base de la couverture, cette couche de matériau grossier devrait avoir une épaisseur égale à son $|y_r|$ (valeur absolue de la succion dans le sable correspondant à sa teneur en eau résiduelle) pour qu'elle puisse bien remplir ses fonctions.

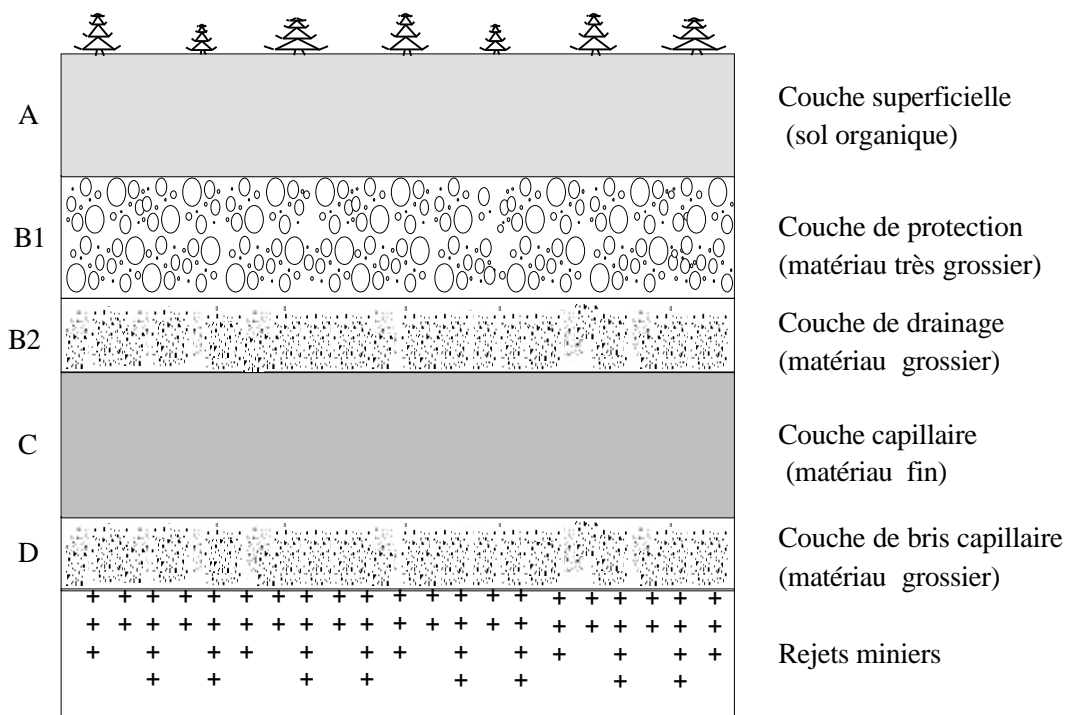


Figure 3.32 Vue en coupe transversale du système de recouvrement multicouche suggéré pour protéger des rejets miniers (Aubertin et *al.*, 1995 ; Aachib, 1997)

Les résultats de cette première phase ont aussi permis de mieux comprendre les performances de systèmes multicouches face au DMA et d'améliorer notre degré de confiance face à une

éventuelle utilisation à plus grande échelle. Pour étudier les facteurs propres aux conditions in situ, il s'est néanmoins avéré nécessaire d'étendre l'investigation à l'aide de parcelles expérimentales. Des applications de tels système de recouvrement sont en cours actuellement sur certains parcs à résidus miniers au Canada (Aubertin, 1996; McMullen *et al.*, 1997 ; Aubertin *et al.*, 1997b). Les premiers résultats indiquent que les recouvrements peu inclinés se sont comportés comme prévu : la couche capillaire demeure presque saturée, tandis que la couche de sable sous-jacente s'est drainée jusqu'à sa teneur en eau résiduelle qu'elle conserve malgré certaines périodes de pluies abondantes. L'utilisation de rejets miniers non réactifs (« clean tailings ») comme matériaux de recouvrement a notamment permis une réduction appréciable des coûts dans le cas du projet LTA (Ricard *et al.*, 1997).

4. TRAVAUX DE LA PHASE II

4.1 Objectifs de la phase II

Le travail de laboratoire réalisé lors de la phase I (voir Aubertin et *al.* 1995, et les résultats complémentaires présentés au chapitre 3 et dans Aachib, 1997) a montré qu'il est possible de concevoir, à partir de résidus miniers non-réactifs, un système de recouvrement multicouche efficace contre le DMA grâce à l'effet de barrière capillaire. Cependant, pour une application à l'échelle d'un parc à résidus miniers, d'autres essais sur des cellules expérimentales *in situ*, construites de façon à mieux reproduire les conditions réelles, se sont avérés nécessaires. Ces essais sont actuellement en cours (Aubertin et *al.* 1997c); ils permettront, entre autre, d'étudier divers aspects pouvant affecter l'efficacité et la mise en application d'un tel système de recouvrement, comme les conditions climatiques, les tassements, la pente, la température dans le sol, le ruissellement, etc. En parallèle avec ces travaux de terrain, des essais de laboratoire, utilisant les mêmes matériaux que dans les cellules *in situ*, sont menés afin de mieux cerner les effets propres au site où les parcelles expérimentales ont été construites. Dans la suite de ce rapport, nous allons nous intéresser spécifiquement aux résultats issus de la partie laboratoire du projet; des détails complémentaires sont inclus dans les huit rapports d'avancements produits depuis mars 1995 (disponibles auprès de MEND/NEVEM).

4.2 Montage – Description et protocole

Pour ces travaux de laboratoire, nous avons utilisé le même type de colonnes de contrôle que celles développées lors de la phase I (Aubertin et *al.*, 1995). Le protocole expérimental est aussi pratiquement identique. Dans cette deuxième phase, neuf colonnes ont été construites, dont certaines sont conformes aux caractéristiques des cellules construites sur le terrain afin de pouvoir établir une corrélation entre les expériences de laboratoire et celles *in situ*. Parmi ces colonnes, sept (colonnes 1 à 5, 8 et 9) possèdent un système de recouvrement multicouche, alors que les deux autres (colonnes 6 et 7) n'en ont pas et serviront ainsi comme colonnes témoins (ou

de référence). Ces dernières permettront de mettre en évidence l'effet du recouvrement sur la production du DMA due à l'oxydation des minéraux sulfurés.

Les colonnes sont en plexiglas. Leur hauteur varie de 1,50 à 2,50 m de hauteur, à l'exception des deux dernières (sans couverture) qui ont été construites à l'aide d'une seule section et qui contiennent 30 cm de résidus réactifs. Les colonnes sont formées de sections de 50 cm chacune et leur diamètre intérieur sont de 15.24 cm. Le tableau (4.1) décrit les caractéristiques de chaque colonne et les figures (4.1, 4.2 et 4.3) montrent les schémas des colonnes de contrôle et témoins.

Toutes les colonnes possèdent une couche de fond de résidus réactifs provenant du site Norebec-Manitou d'une épaisseur de 30 cm. Cette couche repose sur un géotextile posé sur un disque en céramique poreuse de 0,5 bar d'AEV. Ceci montage permet le drainage de la colonne tout en empêchant le passage de l'air vers les résidus sulfureux. Pour faciliter le drainage du disque poreux, un disque en plastique rigide perforé d'épaisseur 75 mm a été placé à la base de la colonne (figure 4.3). L'eau de percolation est collectée dans un flacon, en bas de la colonne, afin d'être analysée pour les mêmes paramètres que ceux utilisés lors de la phase I (voir chapitre 3). Des ondes TDR sont insérées pour mesurer la teneur en eau dans les différentes couches pendant les essais.

La colonne de contrôle 1 a été montée à l'image de la cellule expérimentale *in situ* 1 ; elle renferme une couche de résidus non réactifs (sigma grossier) d'épaisseur 60 cm confinée entre deux couches de sable d'épaisseurs 30 cm pour la couche de surface et 40 cm pour la couche sous jacente. La couche de résidus non réactifs (couche à rétention capillaire) a été compactée à 86% de l'optimum proctor avec une teneur en eau moyenne de 10,2%. Les deux couches de sable ont été compactées à approximativement 92% de l'optimum proctor avec une teneur en eau moyenne de 3,2%. En dessous de ce système multicouche qui constitue le recouvrement, on trouve une couche d'épaisseur 30 cm de résidus miniers sulfureux non oxydés compactés à 80% de l'optimum proctor avec une teneur en eau de 4,5%.

Les autres colonnes de contrôle ont été construites de façon semblable, sauf la colonne 2 où les couches à rétention capillaire (till) et de résidus miniers sulfureux ont été mises en place dans un

état plus humide (teneurs en eau de 26% et 18%, respectivement). De cette façon, on assurait une saturation initiale satisfaisante de cette colonne avec de l'eau désaérée, en opérant sous vide. Pour les colonnes 2 à 5, l'épaisseur et le matériau de la couche à rétention capillaire sont comme suit (figures 4.1 et tableau 4.1) :

- colonne 2 : épaisseur 60 cm constituée d'un matériau silteux d'origine naturelle (till),
- colonne 3 : épaisseur 30 cm constituée de résidus miniers non sulfureux plus fins (sigma fin),
- colonne 4 : épaisseur 30 cm, avec 15 cm de résidus miniers non sulfureux (sigma grossier) amendés à la bentonite et 15 cm de résidus miniers non sulfureux non amendés,
- colonne 5 : épaisseur 90 cm constituée de résidus miniers non sulfureux fins (sigma fins).

Ultérieurement, deux colonnes supplémentaires (colonnes 8 et 9) ont été montées de façon à obtenir une porosité plus élevée représentative d'une mise en place hydraulique. La colonne 8 a été construite avec les résidus sigma grossier et la colonne 9 avec les résidus miniers sigma fin. De bas en haut, pour chacune des deux colonnes (figure 4.2 et tableau 4.1), on retrouve une couche de 30 cm de résidus miniers réactifs (Manitou), une couche de sable de 40 cm, une couche de résidus miniers non réactifs de 60 cm composée de sigma fin pour la colonne 8 et de sigma grossier pour la colonne 9, et enfin une couche de sable de 30 cm. Contrairement aux autres colonnes, les colonnes 8 et 9 n'ont été densifiées que très légèrement. Deux petites plaques de tassement ont été mises en place dans chacune de ces deux colonnes, une à l'interface résidus miniers réactifs et sable, et une à la surface des résidus non réactifs. La saturation de ces colonnes a été effectuée sous vide, de bas en haut, comme pour la colonne 1. Elles sont également instrumentées avec des sondes TDR (figure 4.2). Ces colonnes permettront d'estimer l'efficacité d'un recouvrement construit par des moyens hydrauliques plutôt que mécaniques. On pourra aussi suivre les tassements des différents matériaux dans le temps en fonction des conditions hydrogéologiques et géochimiques induites par les cycles de mouillage et séchage.

Le protocole expérimental est similaire à celui de la phase I. Une colonne d'eau d'environ 10 cm est ajoutée périodiquement dans toutes les colonnes. Des mesures de teneurs en eau sont prises à intervalles réguliers. L'eau de percolation est recueillie à la base de chaque colonne pour être analysée. Les mesures portent sur le pH, le Eh, la conductivité électrique, les teneurs en sulfates et

en métaux dissous. D'autres analyses géochimiques des matériaux seront effectuées à la fin des essais, lorsque les colonnes seront démontées (à automne 1998).

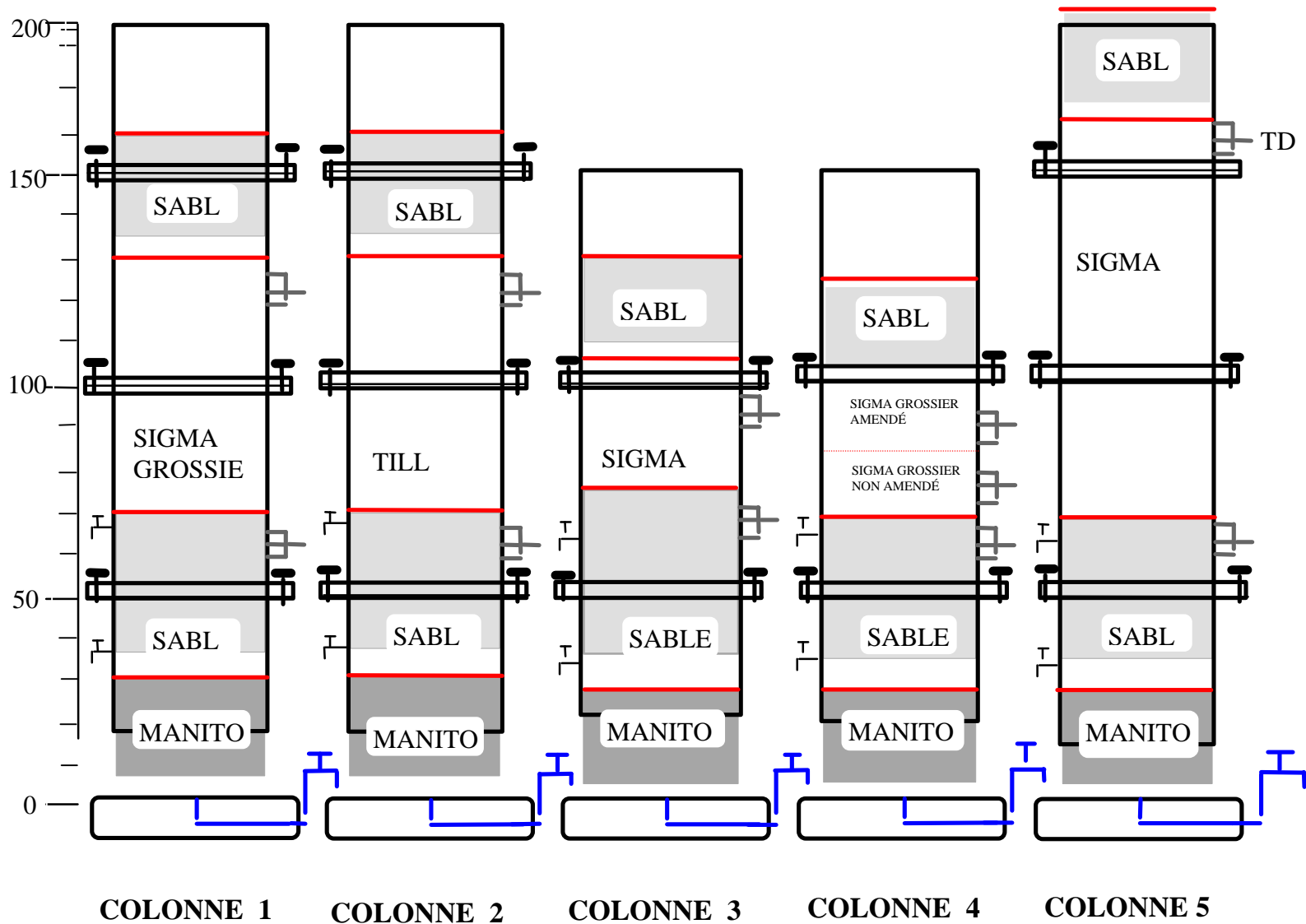


Figure 4.1 Schématisation des colonnes de contrôle 1 à 5

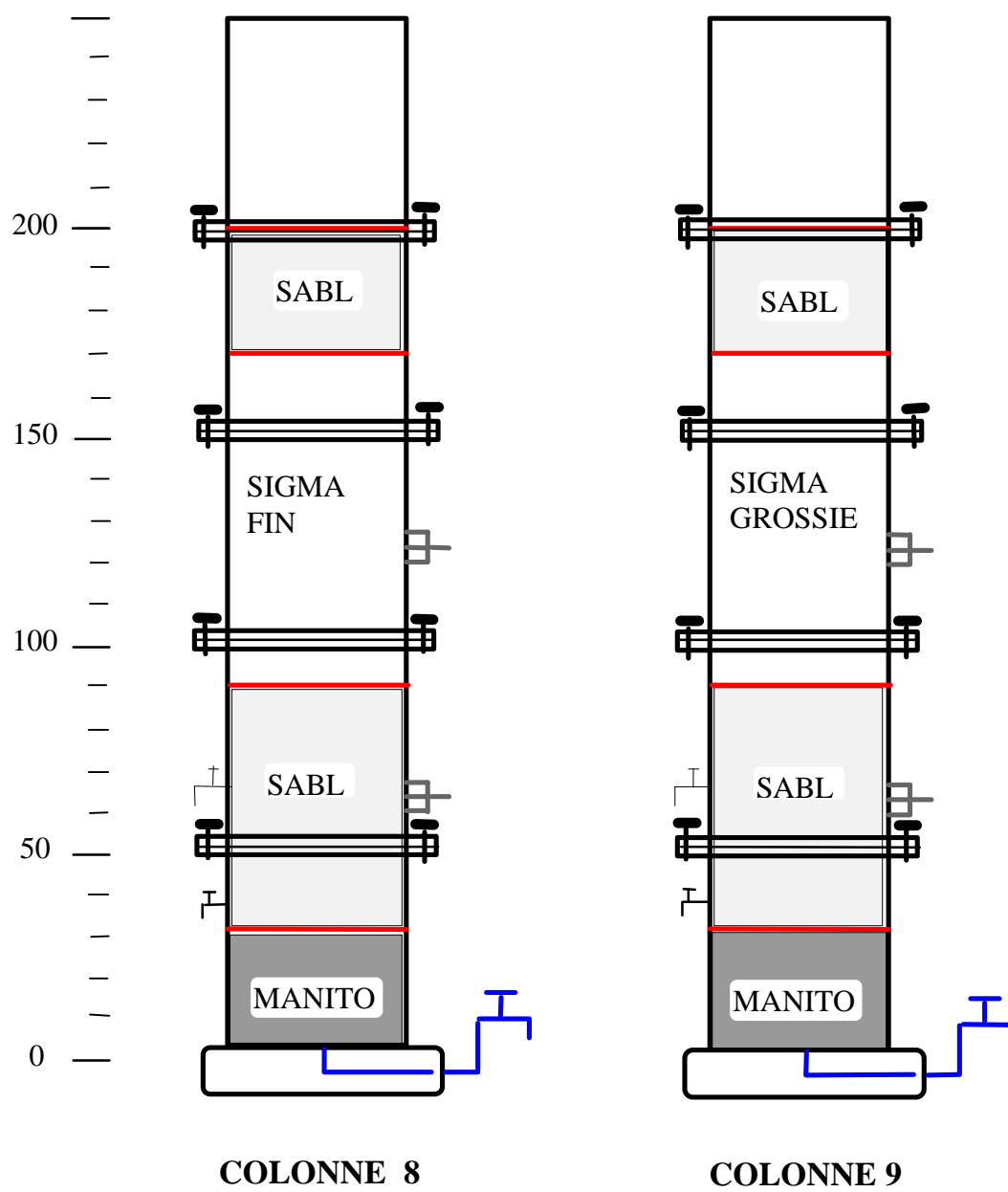


Figure 4.2 Schématisation des colonnes de contrôle 8 et 9

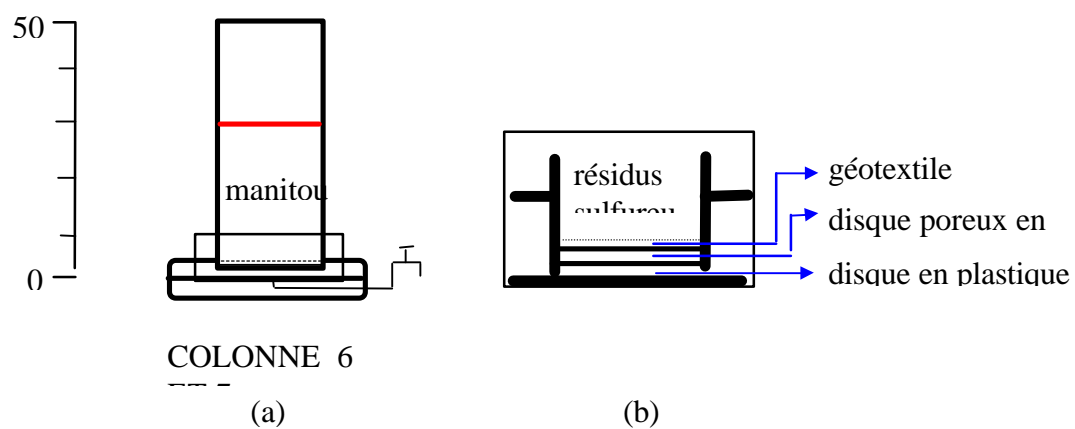


Figure 4.3 Schématisation des colonnes témoins (a) et de la base des colonnes (b)

COLONNE 1

COUCHE	D _r	Longueur L (cm)	Volume V (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Masse volumique sèche ρ _d (g/cm ³)	Masse volumique ρ _h (g/cm ³)	γ _{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5472.44	11144.00	90.00	3.00	0.41	10809.69	1.98	2.04	2110.00	1937.76
sigma grossier	2.798	60.40	11017.85	18570.40	86.70	11.20	0.87	16490.52	1.50	1.69	1817.00	1468.27
sable	2.780	39.85	7269.23	14896.30	90.50	3.00	0.40	14449.41	1.99	2.05	2110.00	1949.98
manitou	2.849	29.75	5426.84	9226.80	80.00	4.40	0.75	8820.82	1.63	1.70	2009.00	1594.52

COLONNE 2

COUCHE	D _r	Longueur L (cm)	Volume V (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Masse volumique sèche ρ _d (g/cm ³)	Masse volumique ρ _h (g/cm ³)	γ _{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5727.82	11984.70	90.96	6.50	0.42	11205.69	1.96	2.09	2110.00	1919.19
till	2.743	60.10	11036.09	20794.70	78.37	25.85	0.96	15419.27	1.40	1.88	1749.00	1370.62
sable	2.780	40.80	7296.59	15487.10	90.59	8.20	0.43	14217.16	1.95	2.12	2110.00	1911.45
manitou	2.849	30.30	5472.44	10965.60	79.94	18.30	0.74	8958.90	1.64	2.00	2009.00	1605.99

COLONNE 3

COUCHE	D _r	Longueur L (cm)	Volume V (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Masse volumique sèche ρ _d (g/cm ³)	Masse volumique ρ _h (g/cm ³)	γ _{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	24.88	4538.48	9288.90	87.07	8.50	0.48	8499.34	1.87	2.05	2110.00	1837.15
sigma fin	2.809	30.32	5530.81	9511.70	83.71	9.30	0.80	8627.11	1.56	1.72	1828.00	1530.19
sable	2.780	45.25	8254.26	16892.50	90.77	4.60	0.42	16115.45	1.95	2.05	2110.00	1915.28
manitou	2.849	30.35	5536.29	9226.00	77.25	5.07	0.80	8758.24	1.58	1.67	2009.00	1551.91

Tableau 4.1 Description des colonnes expérimentales

COLONNE 4

COUCHE	D_r	Longueur L (cm)	Volume V (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Masse volumique sèche ρ_d (g/cm ³)	Masse volumique ρ_h (g/cm ³)	γ_{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5472.44	11655.80	94.47	4.60	0.37	11119.63	2.03	2.13	2110.00	1993.33
sig gro- amen	2.822	14.90	2717.98	4252.50	64.48	16.90	1.17	3533.83	1.30	1.56	1978.00	1275.46
sig gro- no-ame	2.798	15.10	2754.46	4291.80	74.83	11.00	1.02	3819.70	1.39	1.56	1818.00	1360.38
sable	2.780	39.40	7187.14	15114.00	93.66	4.20	0.38	14479.21	2.01	2.10	2110.00	1976.32
manitou	2.849	29.90	5454.20	9660.40	82.34	4.80	0.69	9196.70	1.69	1.77	2009.00	1654.13

COLONNE 5

COUCHE	D_r	Longueur r (cm)	Volume (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Masse volumique sèche ρ_d (g/cm ³)	Masse volumique ρ_h (g/cm ³)	γ_{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5472.44	11473.00	93.67	3.90	0.38	11025.55	2.01	2.10	2110.00	1976.46
sigma fin	2.809	91.80	16745.67	27830.40	80.35	10.40	0.89	24936.04	1.49	1.66	1818.00	1460.81
sable	2.780	40.60	7406.04	14740.60	88.93	3.90	0.45	14165.72	1.91	1.99	2110.00	1876.38
manitou	2.849	30.20	5508.92	9507.00	80.14	4.90	0.74	9041.16	1.64	1.73	2009.00	1610.00

COLONNE 6 ET 7

COUCHE	D_r	Longueur r (cm)	Volume (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Masse volumique sèche ρ_d (g/cm ³)	Masse volumique ρ_h (g/cm ³)	γ_{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
manitou 6	2.849	29.90	5454.20	9226.00	78.63	4.80	0.77	8783.15	1.61	1.69	2009.00	1579.75
manitou 7	2.849	29.90	5454.20	9226.00	78.63	4.80	0.77	8783.15	1.61	1.69	2009.00	1579.75

Tableau 4.1 (Suite)

COLONNE 8

COUCHE	D_r	Longueur r (cm)	Volume V (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Densité total ρ_d (g/cm ³)	Densité ρ_h (g/cm ³)	γ_{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5764.30	9687.30	75.61	3.23	0.71	9374.40	1.63	1.68	2110.00	1595.39
sigma grossier	2.798	80.00	15286.35	21100.40	66.91	10.17	1.26	18954.49	1.24	1.38	1817.00	1216.40
sable	2.780	60.00	11017.85	20887.00	85.29	3.23	0.52	20212.35	1.83	1.90	2110.00	1799.65
manitou	2.849	30.00	5362.99	6885.00	59.89	4.47	1.32	6577.24	1.23	1.28	2009.00	1203.11

COLONNE 9

COUCHE	D_r	Longueur r (cm)	Volume (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Densité total ρ_d (g/cm ³)	Densité ρ_h (g/cm ³)	γ_{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5472.44	10238.10	80.89	7.00	0.60	9521.43	1.74	1.87	2110.00	1706.83
sigma fin	2.743	80.00	14584.05	20381.80	68.40	9.30	1.22	18486.29	1.27	1.40	1818.00	1243.48
sable	2.780	60.00	10926.64	19581.20	80.82	3.00	0.60	18993.76	1.74	1.79	2110.00	1705.27
manitou	2.849	30.00	5508.92	7645.30	64.79	4.40	1.15	7308.91	1.33	1.39	2009.00	1301.53

Tableau 4.1 (Suite)

4.3 Conditions hydriques

Chacun des matériaux utilisés dans ce projet a été caractérisé en laboratoire, de façon similaire à ceux de la phase I. Les résultats détaillés des essais granulométriques, de densité des grains solides, de compaction et de perméabilité ont été présentés dans les rapports d'avancements n° 4 (mars 1996), n° 6 (novembre 1996) et n° 7 (mars 1997). Les matériaux ont des caractéristiques similaires à ceux de la phase I. Les principaux résultats d'essai de succion pour obtenir la courbe rétention d'eau (voir rapports d'avancements no 1 - mars 1995, n° 5 - juillet 1996, n° 6 - novembre 1996, n° 7 - mars 1997 sont présentés à la figure 4.4. Pour ce qui est des coefficients de diffusion D_e , les valeurs mesurées correspondent bien à celles découlant du modèle de Millington et Scherrer (1971) modifié par Collin (1987), tel que montré à la figure 3.6. Les principaux résultats obtenus sont montrés à la figure 4.5 (tirés du rapport d'avancement n° 7; voir aussi Monzon, 1998).

4.3.1 Écoulement unidimensionnelle (1D)

À partir des propriétés des matériaux, diverses simulations numériques ont été réalisées. Certains des principaux résultats pour les colonnes de contrôle C1 à C5 sont montrés dans ce qui suit.

Les simulations ont été effectuées à l'aide du programme HYDRUS, et les résultats sont comparés aux données expérimentales. Il s'agit de modéliser un écoulement vertical unidimensionnel dans une colonne d'un diamètre de 15,24 cm et de hauteur variable. Pour toutes les simulations, la nappe est initialement placée en surface (i.e., tous les matériaux sont saturés au départ), puis abaissée à son niveau final, en bas de la colonne, en une heure (linéairement dans le temps). Un drainage libre est permis au bas de la colonne. Les effets de l'évaporation ne sont pas tenus en compte dans ces simulations.

Les courbes de rétention d'eau et de conductivité hydraulique des divers matériaux utilisés dans les colonnes de contrôle sont montrées aux figures (4.4) et (4.6). Les valeurs des paramètres

hydriques correspondant sont calculées à l'aide du modèle de van Genuchten (1980) (équations 3.7 à 3.9) et sont présentées au tableau (4.1).

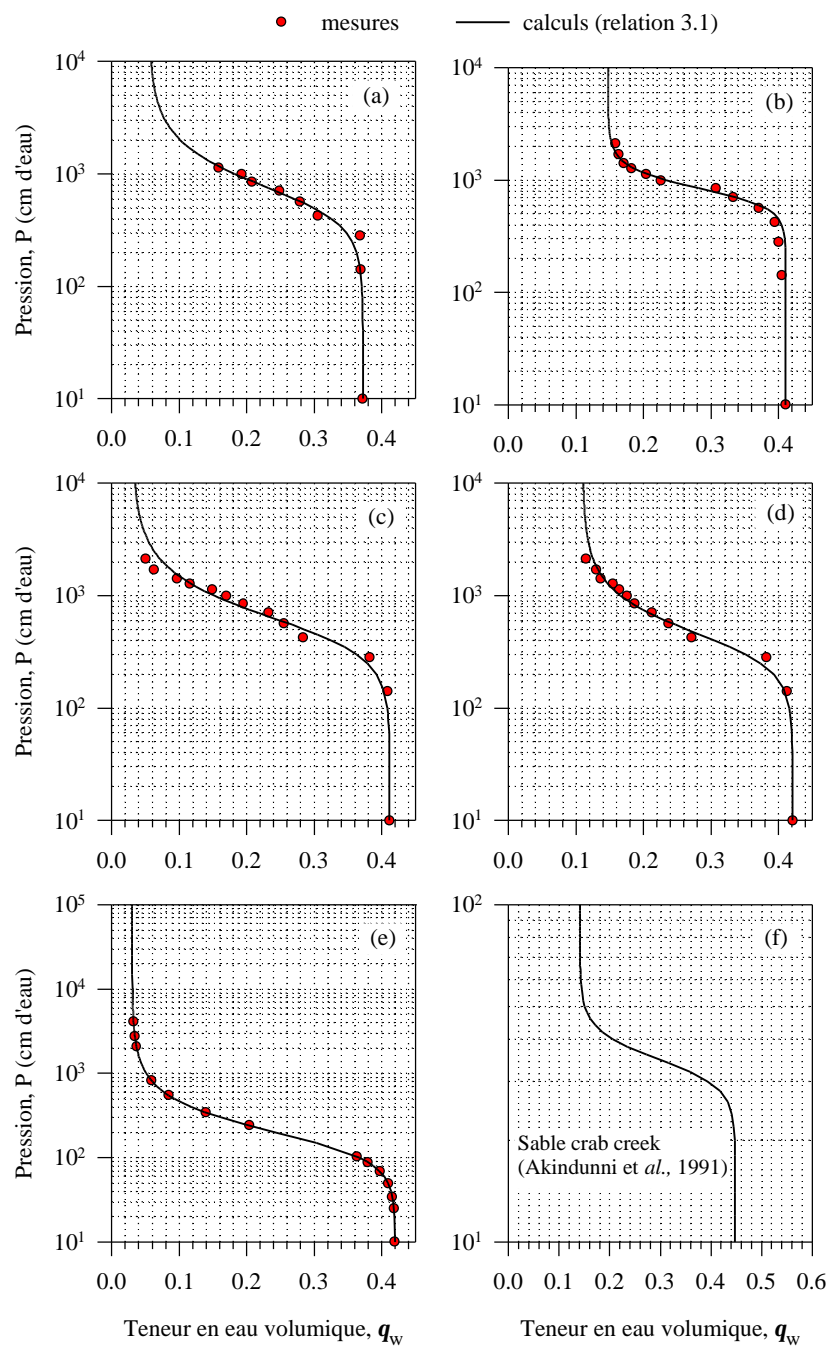


Figure 4.4 Courbes de rétention d'eau des matériaux utilisés (a) Sigma grossier amendé, (b) Till, (c) Sigma grossier (d) Sigma fin, (e) Résidus sulfureux (manitou), (f) sable

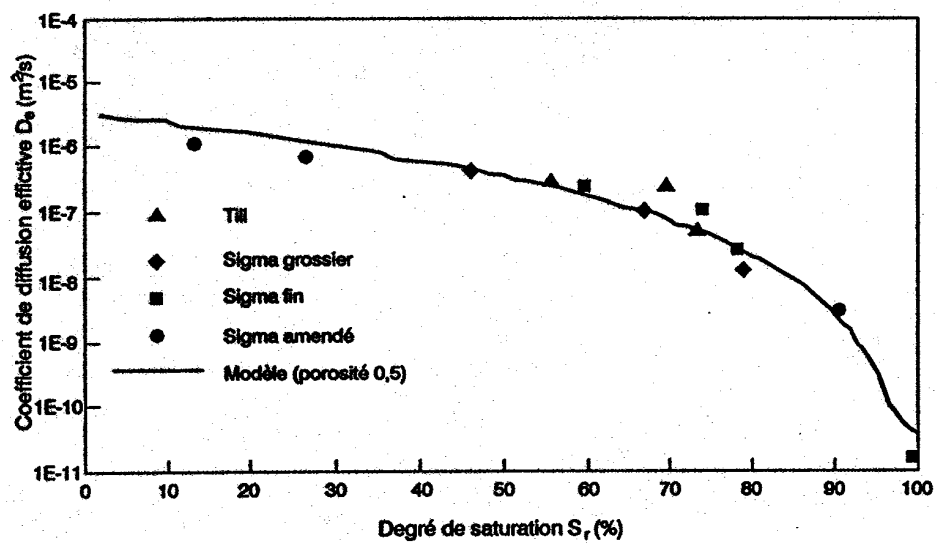


Figure 4.5 Coefficient de diffusion D_e en fonction du degré de saturation S_r .
La courbe en trait plein correspond au modèle de Collin (1987) avec $n = 0,5$.

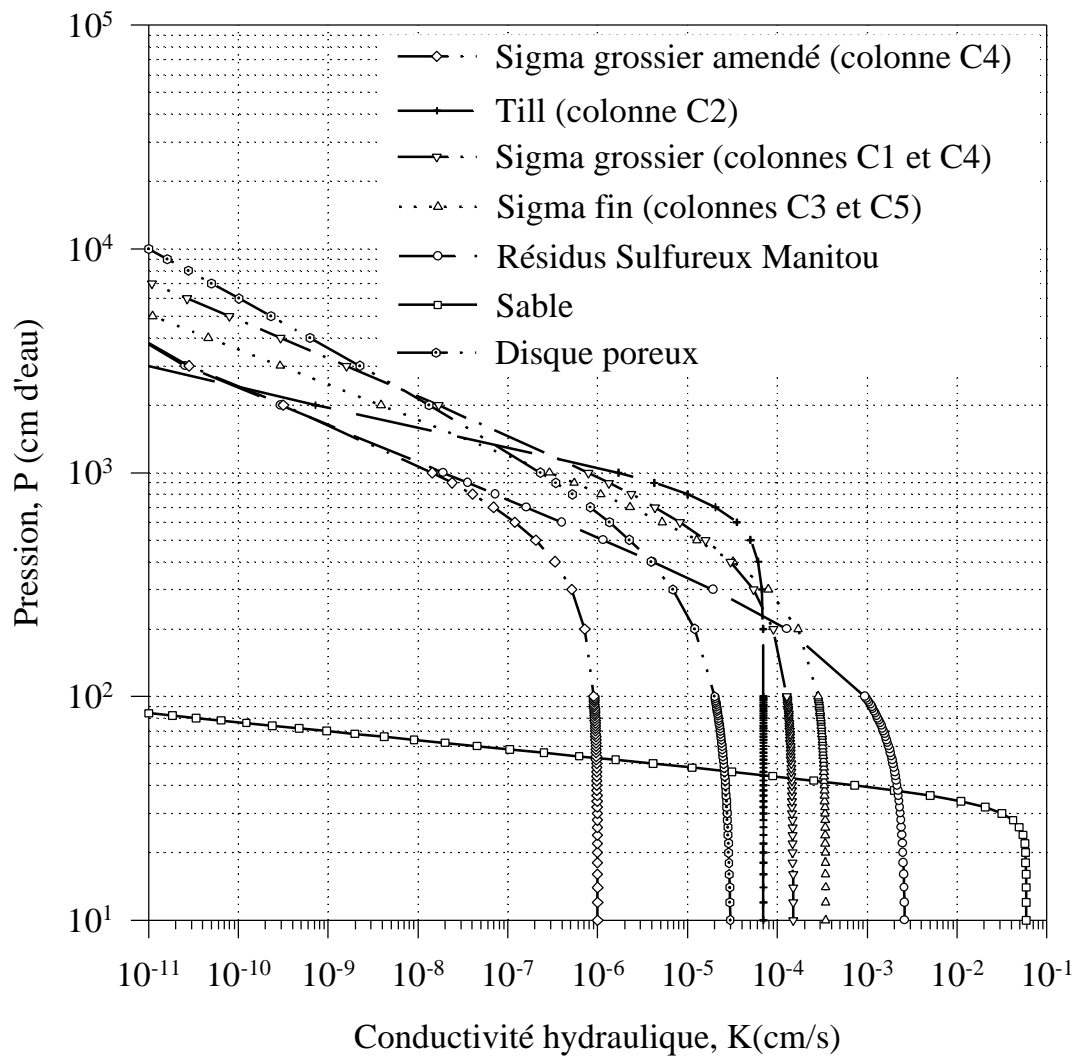


Figure 4.6 Courbes de conductivité hydraulique non saturée des matériaux utilisés dans les colonnes de contrôle (calculs à partir de la relation 3.9)

Tableau 4.2 Valeurs des paramètres hydriques caractérisant les matériaux utilisés dans les colonnes de contrôle

Matériau	q_r	$ y_h $ (cm)	q_s	a (cm ⁻¹)	n	AEV (cm)	k_s (cm/s) mesuré
Sable	0,0141	56	0,448	0,0290	10,2100	28	$7,18 \times 10^{-3}$
Sigma grossier	0,031	450	0,412	0,0020	2,5654	275	$1,50 \times 10^{-4}$
Sigma grossier Amendé	0,055	$7,7 \times 10^3$	0,372	0,0016	2,6448	330	$1,00 \times 10^{-6}$
Sigma fin	0,11	$4,3 \times 10^3$	0,421	0,0026	2,7620	210	$3,46 \times 10^{-4}$
Till	0,148	$3,5 \times 10^3$	0,411	0,0012	5,0357	580	$7,00 \times 10^{-5}$
Manitou	0,03	$5,5 \times 10^3$	0,42	0,0061	2,6155	265	$2,67 \times 10^{-3}$
Disque poreux	0,102	$>10^4$	0,50	0,0020	2,0110	500	$3,11 \times 10^{-5}$

Le programme HYDRUS a déjà été présenté au chapitre 3. Dans les simulations suivantes, les tolérances de convergence absolue et relative concernant la pression sont de 1 cm et 1%, respectivement. Les résultats des calculs sont montrés dans les figures (4.7) à (4.11). Comme on peut le constater à partir de ces résultats, l'effet de barrière capillaire discuté précédemment agit de façon à permettre le drainage des couches de sable tout en assurant le maintien d'un haut degré de saturation (>90%) dans la couche de matériau fin, et ce même après une période de 56 jours sans apport d'eau. Pour la colonne C2 où la couche capillaire est constituée de till, cette dernière demeure saturée à 100%, tandis que la couche de sable supérieure se draine lentement jusqu'à sa teneur en eau résiduelle (figure 4.8), à cause de la faible conductivité hydraulique à saturation du till. Il en est de même pour la colonne C4 dont la moitié supérieure de la couche capillaire est constituée de sigma grossier amendé par de la bentonite (figure 4.10). Il faut noter aussi que pour cette partie de la couche capillaire, la condition d'équilibre hydrostatique n'est atteinte qu'après 28 jours de drainage, contrairement aux autres colonnes, ceci en raison du drainage très lent de la couche de sable supérieur. En pratique, cela impliquerait que la quantité d'eau à drainer à la base

colonne	matériau	Degré de saturation (%)																											
		cycle 1				cycle 2				cycle 3				cycle 4				cycle 5				cycle 6				cycle 7			
		T=0	T=1 hr	T=7 jrs	T=28 jrs	T=1 hr	T=7jrs	T=28 jrs	T=1 hr	T=7 jrs	T=28 jrs	T=1 hr	T= 7 jr	T=28 jrs	T=1 hr	T=7 jr	T=28 jrs	T=1 hr	T=7 jrs	T=28 jr	T=1 hr	T=7 jrs	T=28 jr	T=1 hr	T=7 jrs	T=28 jrs			
1	sable bas	97	45.5	44.3	31.5	31.5	30.3	29.9	29.9	26.8	25.6	35	26.8	26	23.3	27.2	25.6	33.8	27.6	24.5	29.5	28.7	27.6						
	sigma grossier	94	92.9	91.2	89.7	90.3	90.9	89.1	92.6	90.9	89.1	90.6	89.7	92.9	93.5	94.7	94.4	96.2	96.5	94.7	96.8	94.7	95.9						
2	sable bas	100	95.3	44.1	34.5	34.5	48	35	35.6	47.4	37.1	33.7	43.4	27	28.1	29.6	28.9	28.9	43	36	37.8	41.9	35.6						
	Till	95	94.5	79	78.8	78.8	79.9	79	79	80	79	79.9	76.2	74.5	74.8	77.9	78	85.6	73.7	73.4	82.7	72	74.8						
3	sable bas	95	85.1	83	83.4	83.4	84.3	84	83.9	83	81	84.7	79.7	76.4	54.7	38.5	45.2	33.9	48.5	40.6	40.2	43.5	40.6						
	sigma fin	96	96.5	95.5	95.5	96	96.6	95.7	97.2	97.4	96.3	96	97.7	96.3	89.8	90.3	93.8	93.8	97.4	95.7	97.4	97.2	96.9						
4	sable bas	94	88.3	43.5	38.5	38.3	45.9	39.5	39.5	46.8	34.2	32.6	43.9	28.6	27.4	31	43	32.2	44.7	37.9	36.3	41.9	37.5						
	sigma grossier	94	77	75.3	73	73.1	73.4	73.6	75.8	74.7	74.2	75	74.2	69.2	73.1	72.5	71.4	73.6	75	71.4	67	70	75						
	sigma amendé	99	98.4	75	66	66	69.1	69.7	64.7	69.6	66.6	72.5	69.6	66.5	67.3	65.2	67.6	71.9	69.9	69.9	70.9	71.2	69.6						
	sable haut	99	87	40	35.4	35.4	42.4	39.1	35.8	44.5	31.7	92.8	42.4	29.2	96.6	42	37.9	89.1	43.3	36.2	96.9	45	36.7						
5	sable bas	74	65.8	36.2	34.5	34.5	34.8	36.6	44.8	36.2	27.7	41.2	35.9	25.6	25.9	25.2	35.9	26.3	37.3	29.8	29.1	33	30.9						
	sigma fin	96	95.8	87	89.6	89.6	71.6	79.6	96.1	74.2	79.6	91.4	74.8	76.6	87.8	75.1	73.9	97	84.5	73.6	99.4	66.2	71.3						
8	sable bas	98	86.5	25.9	25.2	90.2	78.3	76.6	27.6	19.2	21.3	24.9	18	19.2	27.6	18.6	18.6	18	18	15.6	24.3	18.8	16.5						
	sigma fin	98	96.4	76.1	76	19.8	21.6	17.1	82.9	76.3	77.6	76.6	77.3	76.1	85.7	76.8	75.6	86.4	76.3	74.6	86.9	76.1	75.1						
	sable haut	95	94.8	20.1	18.3	88.2	16.5	14.7	73.8	12.9	13.8	18	12.9	23.5	42.6	5.4	11.1	74.1	10.8	9.6	79.5	12.3	11.7						
9	sable bas	97	82.4	23.1	19.9	19.9	24.8	21.5	33.6	21.6	18.6	20.5	21.8	9.4	24.4	19.2	21.5	18.6	22.1	15.6	15.9	17.9	16.6						
	sigma grossier	99	92.9	76.7	74.7	74.7	76.9	72.7	79.4	75.2	75.2	85.4	75	74	84.9	75.5	75	87.4	75.2	73.5	87.4	74.2	73						
	sable haut	99	97.5	16.2	17.7	77.7	20	16.6	24.8	17.7	16.9	21.9	15.8	15.6	57.6	17.4	17.1	70	15	15.3	67.4	16.1	15						

Tableau 4.3 : Résultats du suivi du degré de saturation (évalué au RDT) durant les premiers cycles de mouillage pour les colonnes montrées aux figures 4.1 et 4.2.

de la couverture serait réduite, puisqu'une partie de cette eau pourrait se drainer latéralement dans la couche de sable supérieure ou s'évaporer. Il faut rappeler ici que l'infiltration d'eau est peu limitée dans un système unidimensionnel, alors que dans un système bi-dimensionnel, l'eau de percolation peut être évacuée grâce à l'inclinaison des couches drainantes supérieure et inférieure (voir section 4.3.2).

Les profils de pression des figures (4.7) à (4.11) montrent que le bris capillaire apparaît à l'interface couche capillaire/couche de sable inférieure pour toutes les colonnes de contrôle. Ceci est conforme aux résultats des simulations numériques de la phase I (voir chapitre 3). Il faut signaler ici que la courbe granulométrique et la conductivité hydraulique des résidus sulfureux (du site manitou) sont proches de celles du sable utilisé dans la couche drainante (voir rapport d'avancement n° 6).

La figure (4.12) compare les degrés de saturation et les hauteurs d'eau cumulées drainées à la base des colonnes à partir des résultats numériques. On peut constater que c'est la colonne C4 qui fournit, théoriquement, le degré de saturation de la couche capillaire le plus élevé ($S_r \cong 100\%$), avec une hauteur d'eau cumulée à la base de la couverture la plus faible ($V_{cum} = 19,84$ cm). Ce résultat serait encore meilleur si l'on avait tenu compte de l'évaporation, puisque la couche de sable supérieure se draine moins rapidement que dans les autres colonnes ; la hauteur d'eau qui s'accumulerait à la base de la couverture serait réduite, sans que cela n'affecte le degré de saturation de la couche capillaire (e.g. Aachib, 1997). Après la colonne C4, vient la colonne C2 ($S_r = 100\%$ et $H_{cum} = 20,04$ cm), puis C3 ($S_r = 99\%$ et $H_{cum} = 19,97$ cm), C1 ($S_r = 99\%$ et $H_{cum} = 20,24$ cm) et enfin C5 ($S_r = 97\%$ et $H_{cum} = 20,64$ cm).

D'autre part, comme on peut le constater sur les figures 4.7 à 4.11, il y a une bonne corrélation entre les profils de teneur en eau mesurés et ceux calculés à l'aide du modèle numériques pour les diverses colonnes.

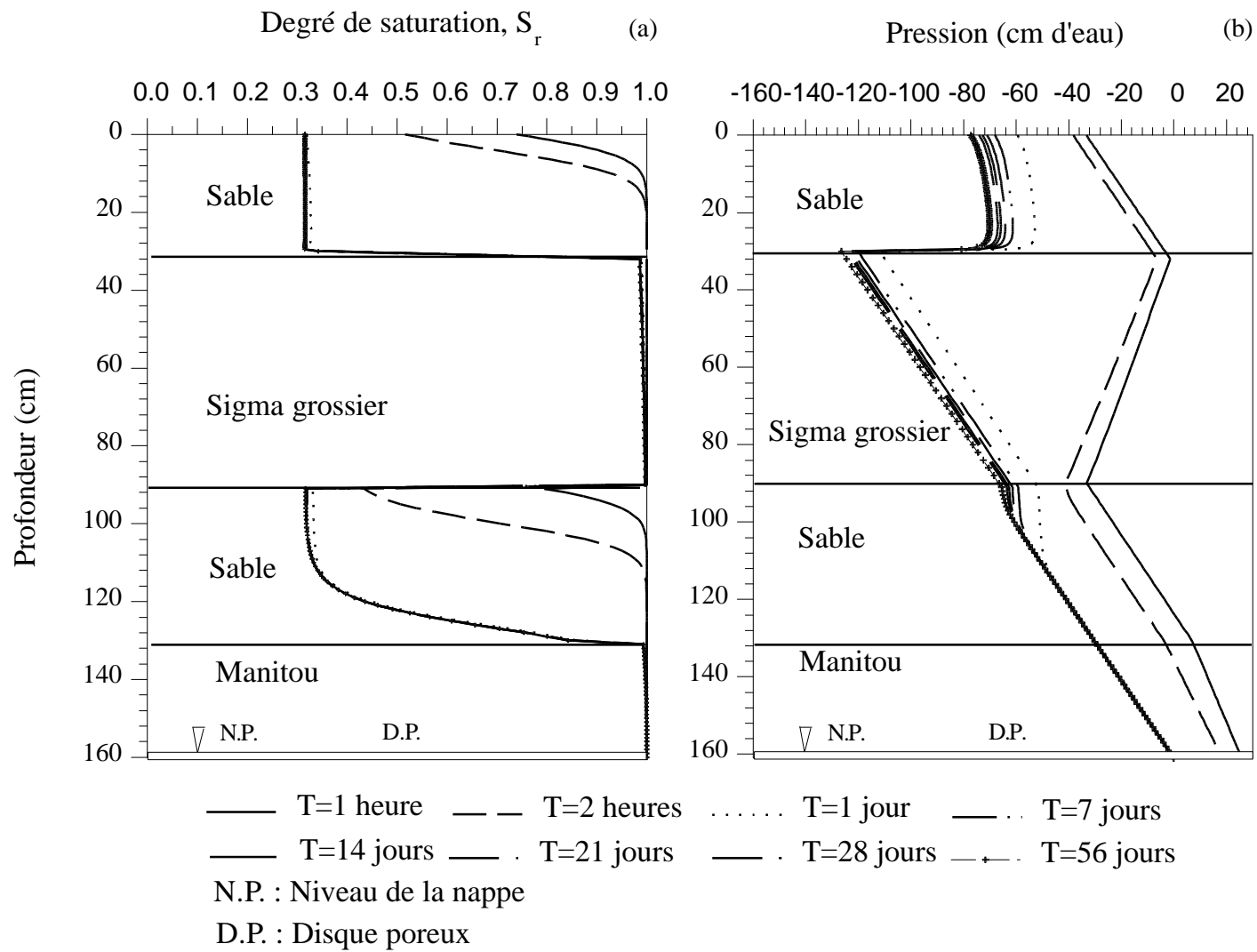


Figure 4.7 Profils de saturation (a) et de pression (b) calculés (ou mesurés) pendant le drainage de la colonne C1

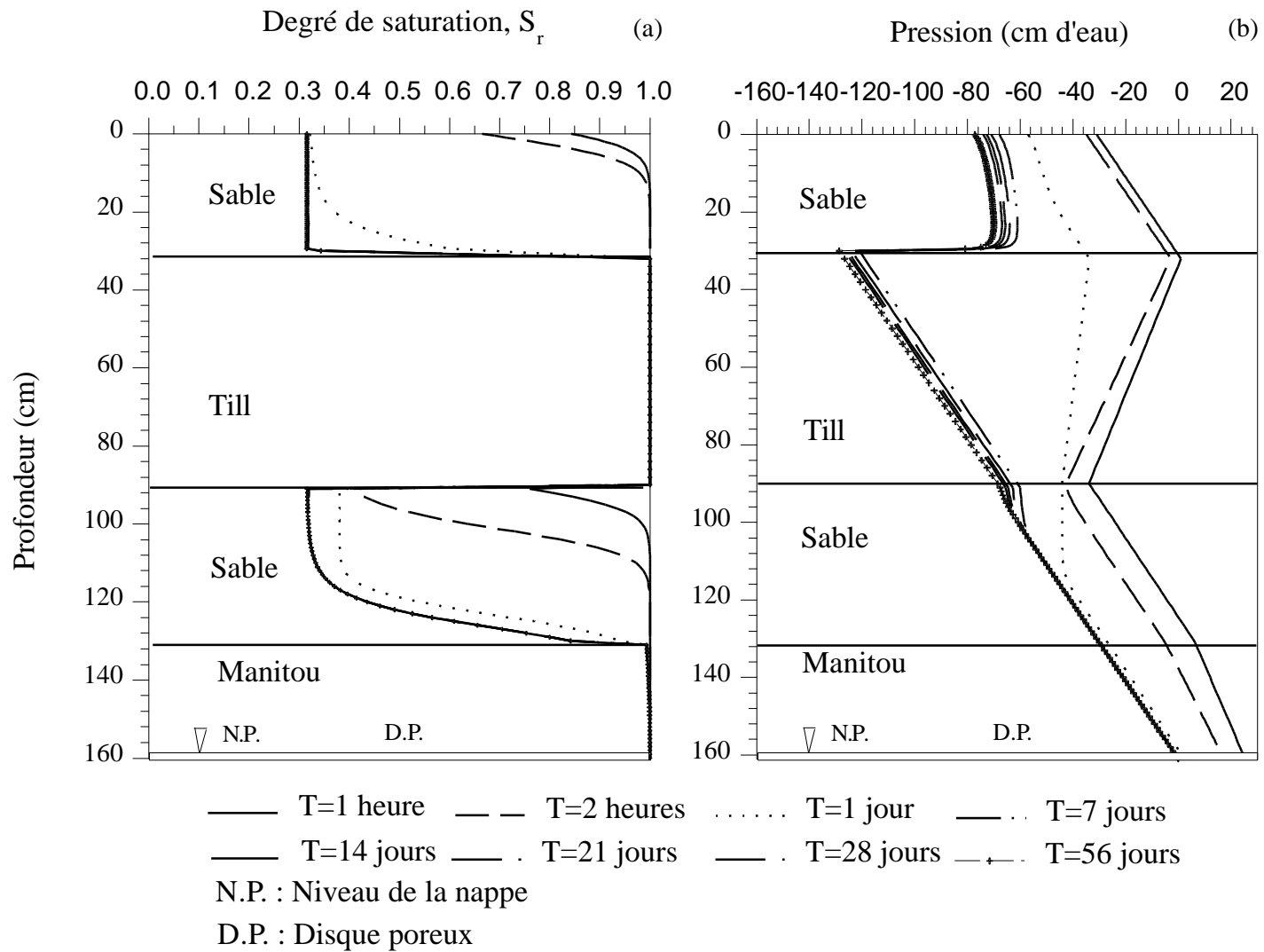


Figure 4.8 Profils de saturation (a) et de pression (b) calculés (ou mesurés) pendant le drainage de la colonne C2

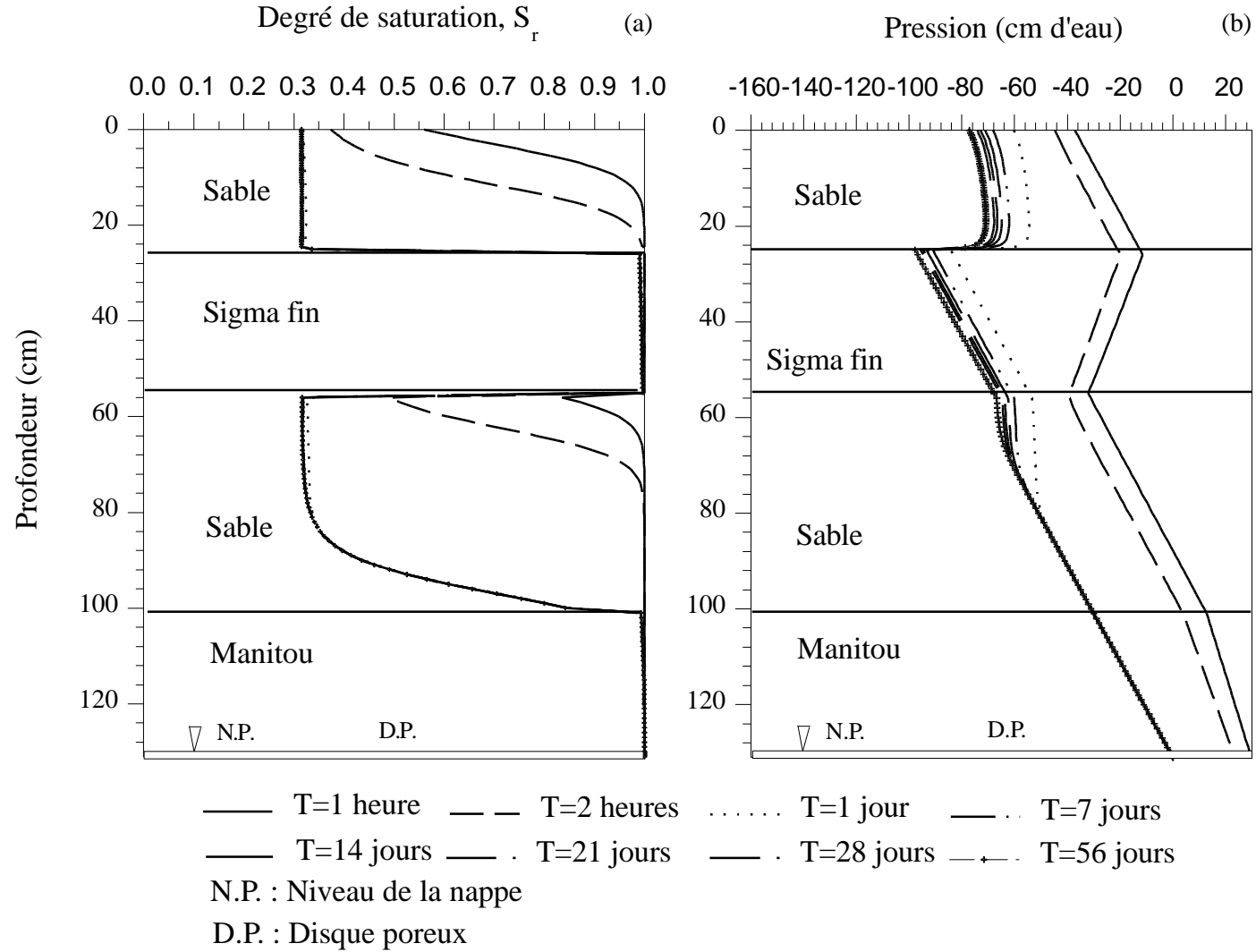


Figure 4.9 Profils de saturation (a) et de pression (b) calculés (ou mesurés) pendant le drainage de la colonne C3

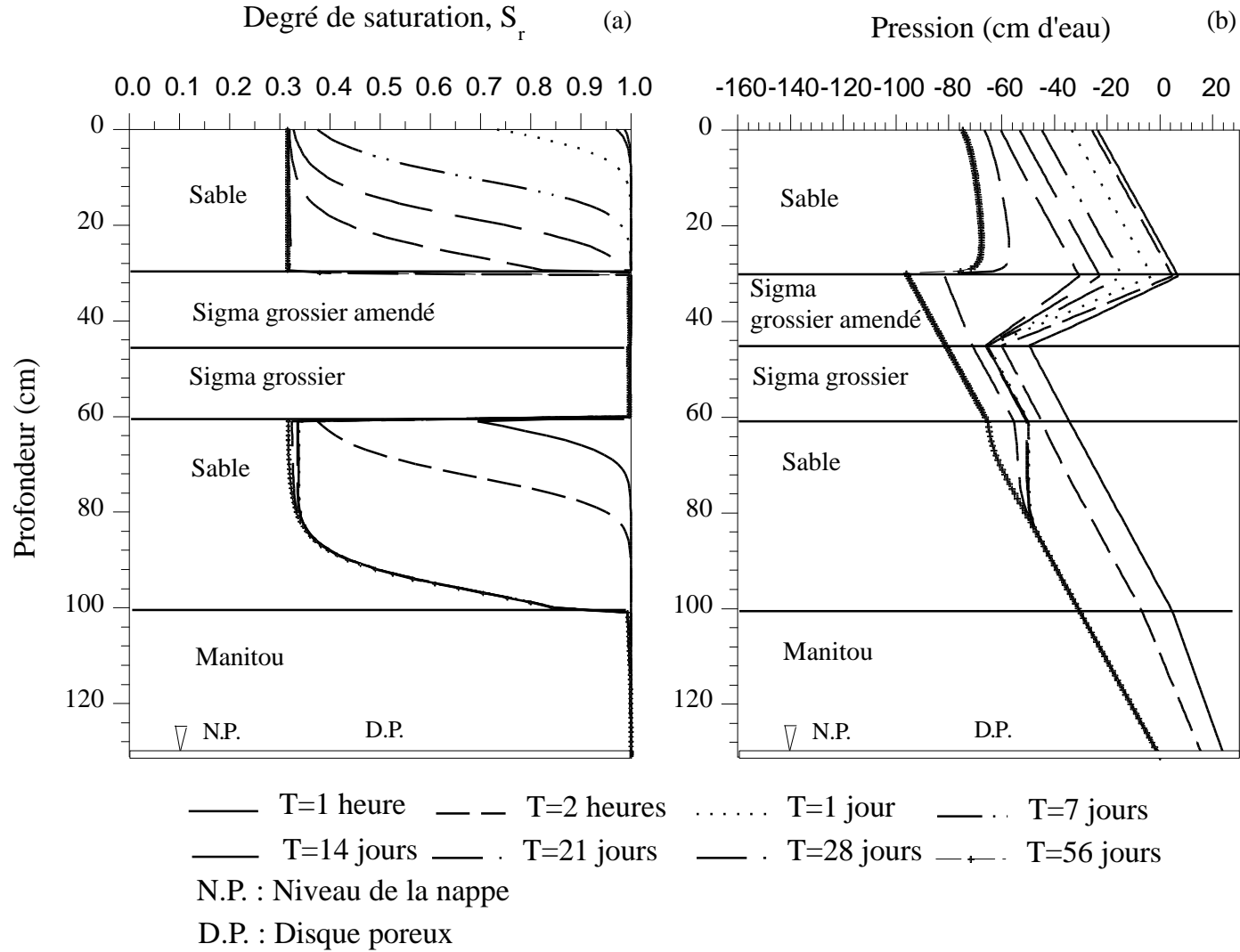


Figure 4.10 Profils de saturation (a) et de pression (b) calculés (ou mesurés) pendant le drainage de la colonne C4

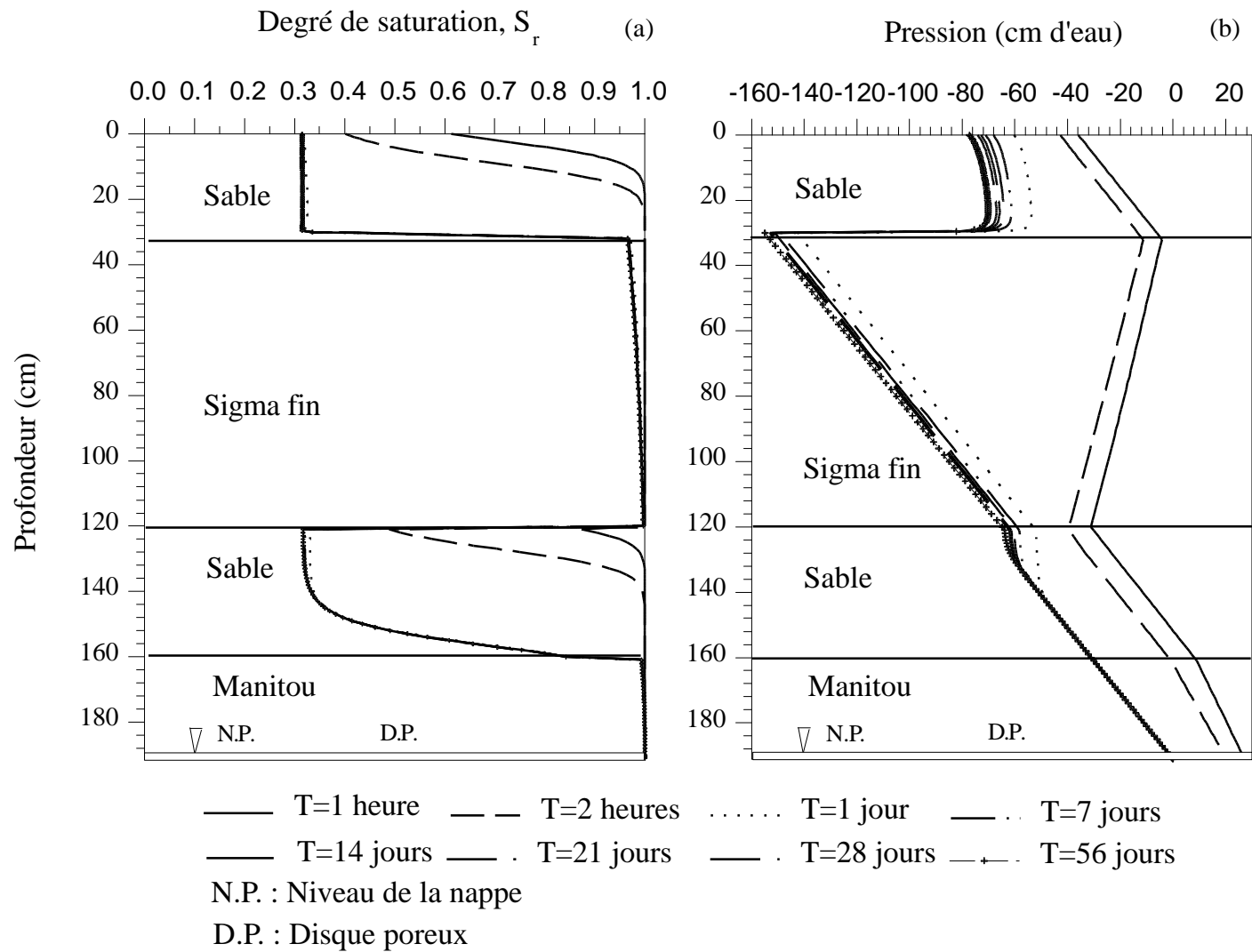


Figure 4.11 Profils de saturation (a) et de pression (b) calculés (ou mesurés) pendant le drainage de la colonne C5

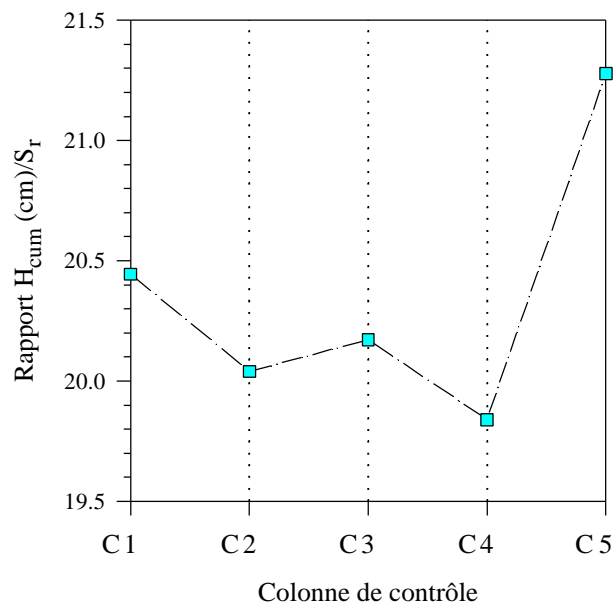
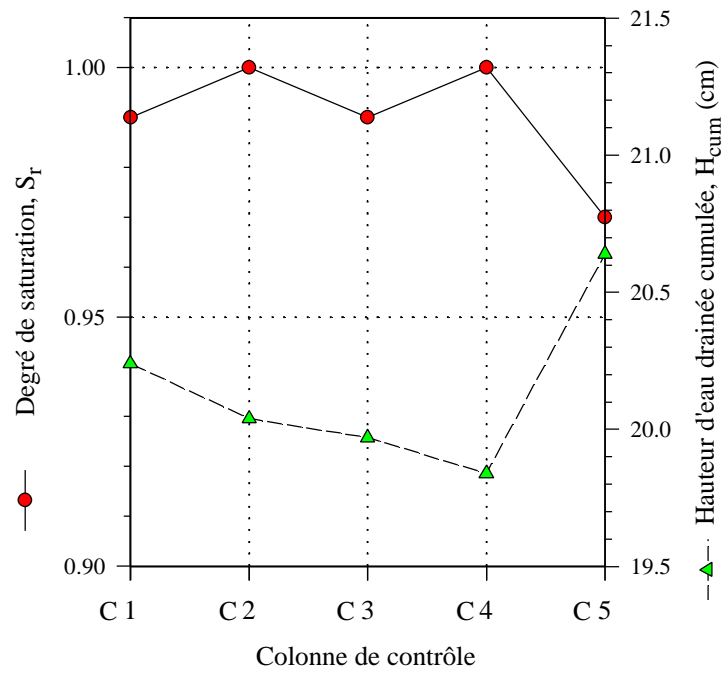


Figure 4.12 Hauteur d'eau drainée cumulée et degré de saturation pour chaque colonne de contrôle à partir des résultats des simulations avec HYDRUS (valeurs après 56 jours de drainage, sans évaporation)

4.3.2 Étude bi-dimensionnelle (2D)

Les simulations effectuées précédemment pour un écoulement unidimensionnel vertical ont permis d'en arriver à une meilleure compréhension du comportement hydrique d'une barrière de recouvrement multicouche. Cependant, les couvertures *in situ* sont généralement inclinées et les couches ont une certaine pente (figure 4.13). Ceci peut conduire à un comportement différent de celui donné par les modèles 1D. Plus de détails sur les écoulements à travers des couches inclinées peuvent être trouvés dans la littérature (e.g. Frind et *al.*, 1976 ; Zaslavsky et Sinai, 1981 ; Selim, 1988 ; Miyazaki, 1988 ; Larson et *al.*, 1988 ; Ross, 1990 ; Philip, 1991 ; Wallach et Zaslavsky, 1991 ; Yeh et *al.*, 1994; voir aussi la synthèse de Bussière et *al.*, 1996). Les résultats de ces études montrent que les conditions hydrogéologiques dans un système incliné non saturé sont influencées par une série de facteurs tels les propriétés capillaires des matériaux (incluant une éventuelle anisotropie), la géométrie du système (épaisseur et longueur des couches, angle de la pente), le régime hydraulique et les composantes du bilan hydrique (précipitation, évaporation, infiltration et ruissellement).

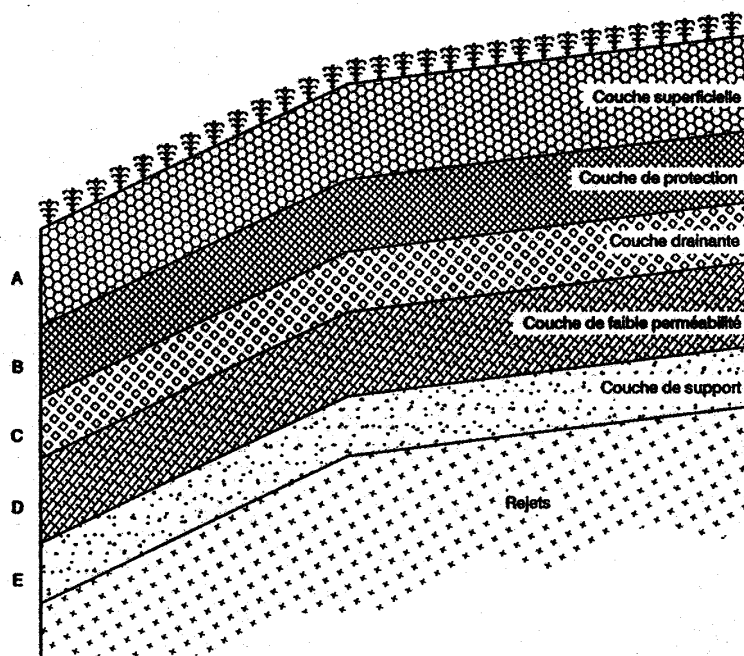


Figure 4.13

**Configuration typique d'un système de recouvrement multicouche
(Aubertin et *al.*, 1995)**

Récemment, des résultats d'analyses numériques ont été présentés par Aubertin et *al.* (1997a). Ces analyses ont permis d'étudier l'influence de l'angle et de la longueur de la pente sur le degré de saturation du matériau fin de la couche capillaire d'un système de recouvrement multicouche. Le modèle consiste en un système tri-couche placé sur des résidus miniers sulfureux (figure 4.14). Il s'agit d'une couche de silt, d'épaisseur 60 cm, confinée entre des couches de sable d'épaisseurs 1,0 m pour la couche inférieure, et 40 cm pour la couche supérieure. Le niveau de la nappe est placé à la base de la couverture. L'angle des pentes étudiées est de 2 ou 4%, ceci représentant les conditions anticipées pour le dessus d'un parc à résidus. La longueur de la couverture choisie variait entre 10 et 50 m. Le logiciel utilisé pour les simulations est SEEP/W de Géoslope Int. (1994) qui a été décrit dans le rapport de la phase I (Aubertin et *al.* 1995). Les modèles utilisés pour déterminer les courbes caractéristiques de succion et les coefficients de perméabilité non saturée sont ceux de van Genuchten (1980) et de Mualem (1976) introduits au chapitre 3.

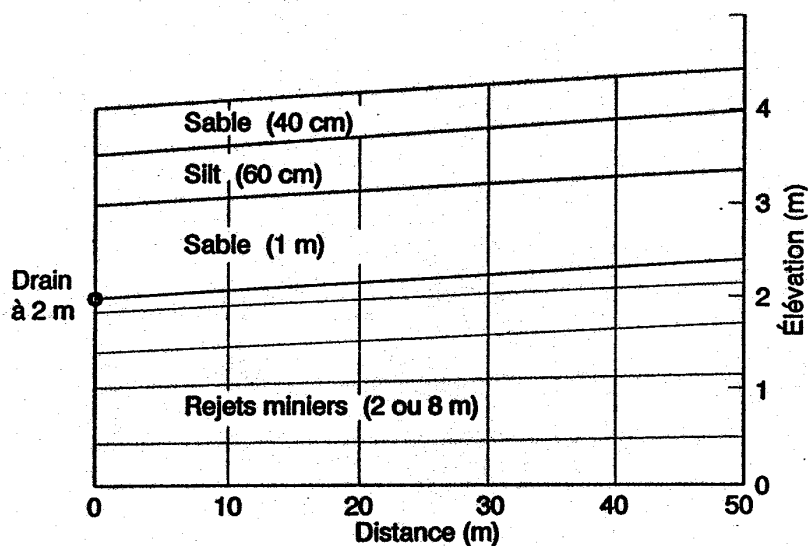


Figure 4.14 Le modèle tri-couche utilisé pour les simulations en 2D (Bouchentouf, 1996)

Divers scénarios ont été considérés lors de la modélisation numérique (plus de détails sont donnés dans Bouchentouf, 1996). Les résultats obtenus ont montré que l'angle et la longueur de la pente ont un impact majeur sur le degré de saturation en haut de celle-ci. La figure (4.15) présente le profil de saturation en haut d'une pente de 4%, à 50 m du drain, après 60 jours sans apport d'eau. Les couches de sable présentent des profils de saturation similaires à ceux trouvés précédemment lors de la modélisation 1D, tandis que la couche de matériau fin montre une désaturation assez marquée (valeurs inférieures à 30 % près de la surface). Une pente de 4% est donc suffisante pour désaturer la partie supérieure de la couche capillaire, pour les propriétés choisies du matériau fin, comme le montre aussi la figure (4.16). Un profil de saturation pris au même endroit, toujours après une sécheresse de 60 jours, mais avec une pente de 2%, est présenté à la figure (4.17). On remarque que cette fois-ci, le degré de saturation de la couche de matériau fin demeure supérieur à 90%.

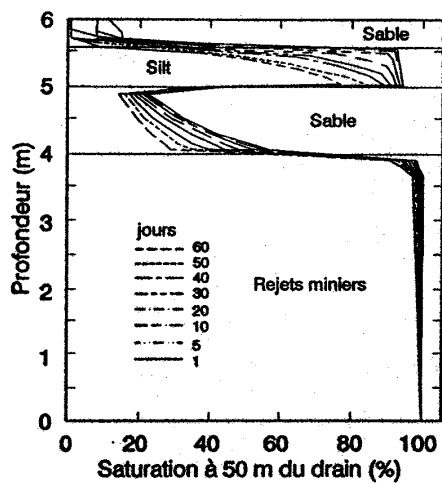


Figure 4.15 Profil de saturation en haut d'une pente de 4%, à 50 m du drain, après 60 jours de sécheresse (Aubertin *et al.*, 1997a)

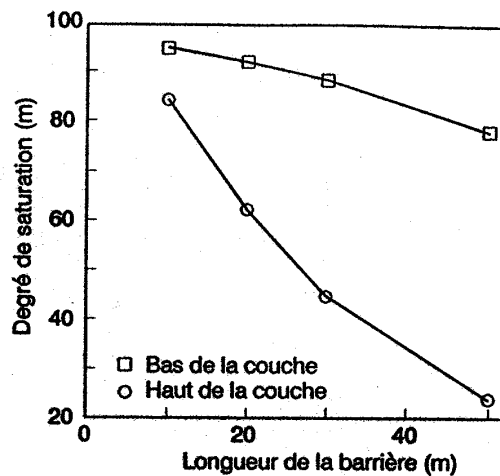


Figure 4.16 Effet de la longueur de la pente sur le degré de saturation en haut et en bas de la couche de silt (Aubertin *et al.*, 1997a)

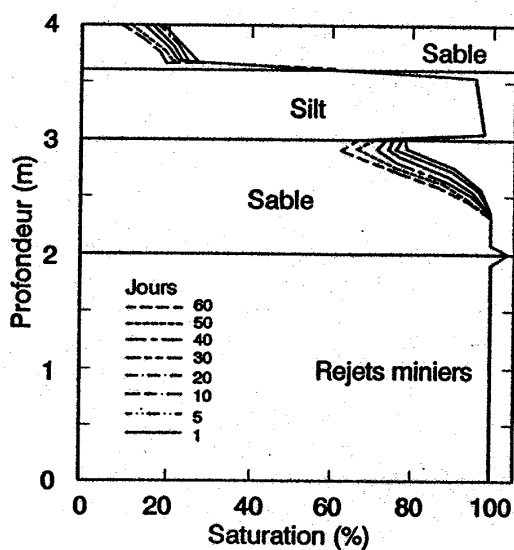


Figure 4.17 Profil de saturation en haut de la pente de 2%, à 50 m du drain, après une sécheresse de 60 jours (Aubertin *et al.*, 1997a)

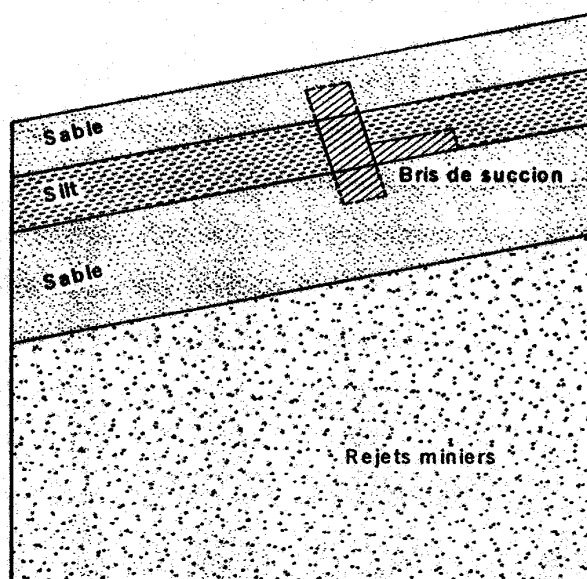


Figure 4.18 Configuration géométrique schématisée d'un "bris de succion", visant à empêcher la désaturation locale de la courbe de rétention capillaire dans une CEBC

Cette étude préliminaire de modélisation bi-dimensionnelle a montré que l'angle et la longueur de la pente peuvent affecter le degré de saturation de la couche capillaire. Cet aspect doit être pris en considération dans tout projet de conception d'une barrière de recouvrement pour un parc à résidus miniers. Des résultats de terrain obtenus sur le site LTA ont aussi confirmé l'importance de la géométrie sur le degré de saturation (Ricard et *al.*, 1997a, 1997b).

Pour contrôler risque de désaturation dans les pentes, l'auteur principal de ce rapport a proposé d'utiliser un « bris de succion » placé dans la couche fine. Un tel bris a pour effet de favoriser l'accumulation d'eau à certains endroits de la pente ce qui permet de réduire localement le succion à

une valeur proche de zéro. On évite ainsi de créer une succion trop élevée où certains endroits critiques de la pente. Cet aspect est présentement à l'étude

4.4 Données préliminaires sur l'efficacité des couvertures

Depuis le début des essais en colonne, six cycles de mouillage ont été complétés afin d'évaluer l'efficacité des couvertures à partir de la qualité des eaux de percolation. Un cycle s'échelonne habituellement sur une période de 4 semaines au début duquel on ajoute 1819 cm^3 d'eau (soit une hauteur de 10 cm) à chaque colonne pour simuler les précipitations qui se produisent sur le terrain. Durant la période de drainage, on recueille les eaux de percolation sur lesquelles on mesure le pH, le Eh (potential d'oxydoréduction), la conductivité électrique, ainsi que les teneurs en sulfates et en métaux dissous. Le premier cycle correspond à l'ouverture des valves alors que les colonnes sont initialement saturées d'eau. L'eau de percolation ainsi recueillie pour les premiers cycles représente l'eau qui a été utilisée pour saturer les colonnes.

Les résultats présentés aux figures 4.19 à 4.27 correspondent aux 6 premiers cycles de drainage. Les figures 4.19a et 4.19b incluent les caractéristiques de l'eau ajoutée en haut des colonnes à chaque cycle. Comme on peut le voir, les valeurs du pH pour les colonnes de référence se maintiennent autour de la neutralité. Les données disponibles à ce jour n'indiquent cependant pas encore une différence marquée dans la composition du lixiviat recueilli au bas des colonnes avec et sans couverture. Il faut rappeler ici que le rejet sulfureux utilisé (provenant du parc Norebec-Manitou) est nettement moins réactif que celui employé lors de la phase 1. Mais même si les réactions d'acidification ne sont pas encore très avancées dans les colonnes de contrôle, les résultats de terrains issus des parcelles expérimentales montrent que ce matériau a éventuellement tendance à s'oxyder. On anticipe donc une augmentation progressive de l'acidité dans la suite de l'expérimentation.

À ce jour, la teneur en ions Ca^{2+} dans l'eau des colonnes de contrôle indique qu'il y a consommation de calcite et mise en solution d'ions Ca^{2+} et SO_4^{2-} neutralisant ainsi l'acide en solution, d'où un pH neutre. Le Eh (potential d'oxydoréduction) rest stable à des valeurs entre 200 et 250 mV (conditions d'oxydation) pour l'ensemble des colonnes. On note également une baisse de la conductivité électrique après les premiers cycles, une fois que les résidus de l'oxydation antérieure sont évacués.

On peut aussi voir que le volume d'eau drainé par rapport au volume ajouté (moins l'évaporation) varie peu, exception faite du premier cycle où l'eau recueillie correspondait aux colonnes saturées. Ceci démontre que l'infiltration n'est pas affectée par la formation de précipités résultant de l'oxydation.

Ces essais en colonne se poursuivront encore plusieurs mois. Les données obtenues sur une plus longue période permettront de statuer sur la performance réelle des différentes barrières de recouvrement. Plus de détails sur les aspects géochimiques seront aussi obtenus suite au démontage des colonnes et à l'analyse minéralogiques des matériaux. On pourra aussi compter sur les données de terrain où les couvertures montrent à ce jour un comportement hydrique similaire à celui observé dans les colonnes. Les informations seront incluses dans le rapport NEDEM/MEND 2.22.2c en 1999.

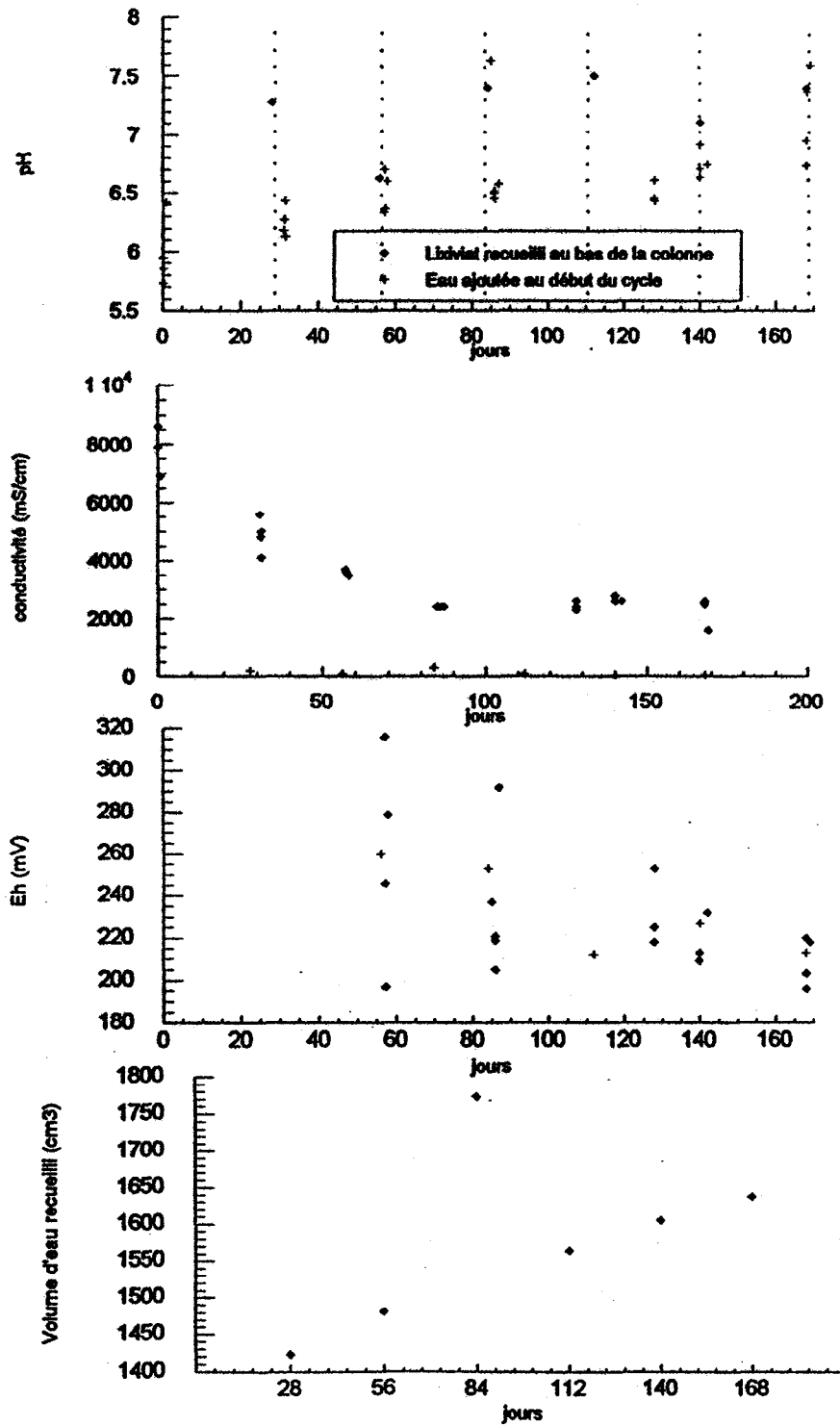


Figure 4.19a : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C1

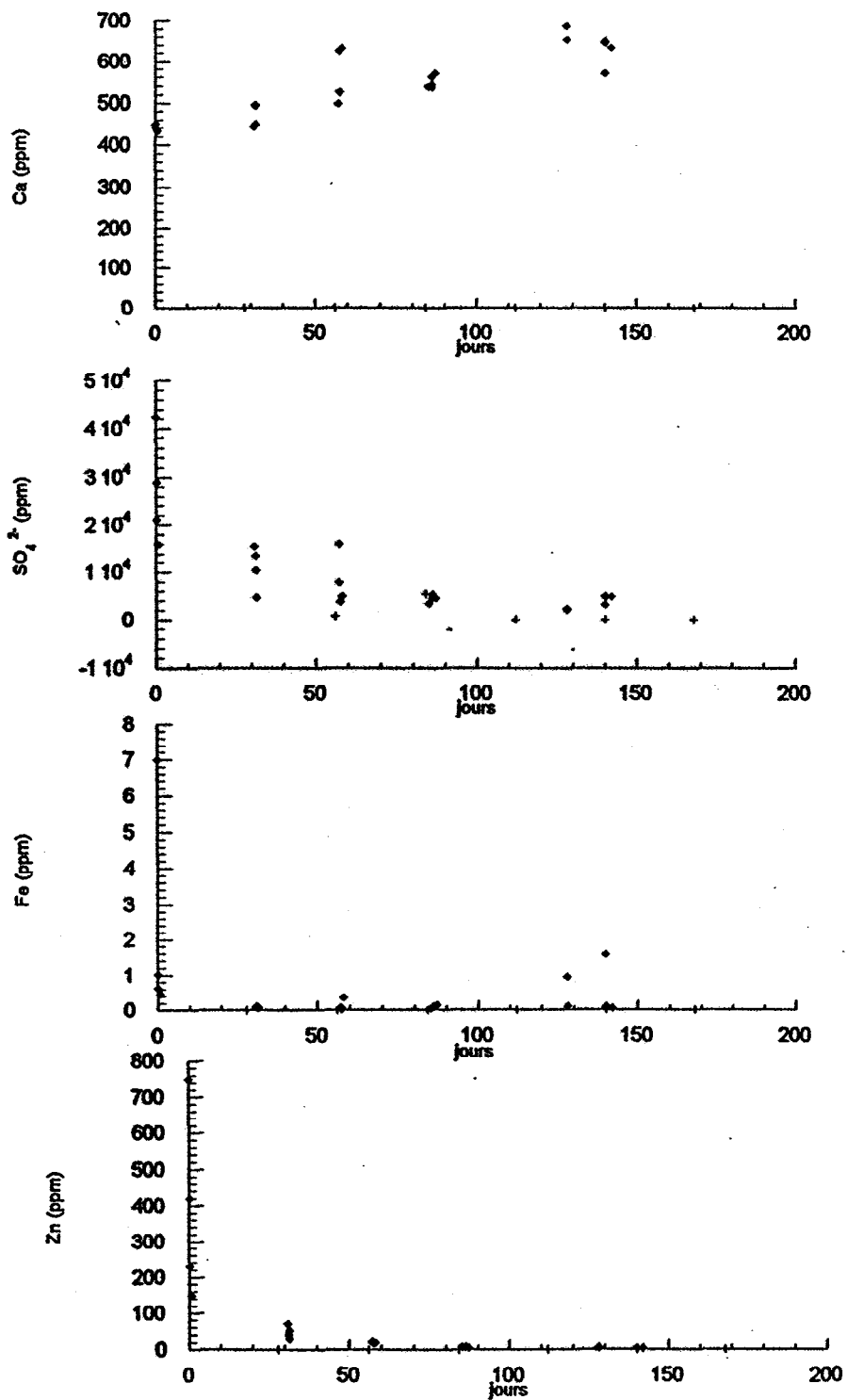


Figure 4.19b : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C1

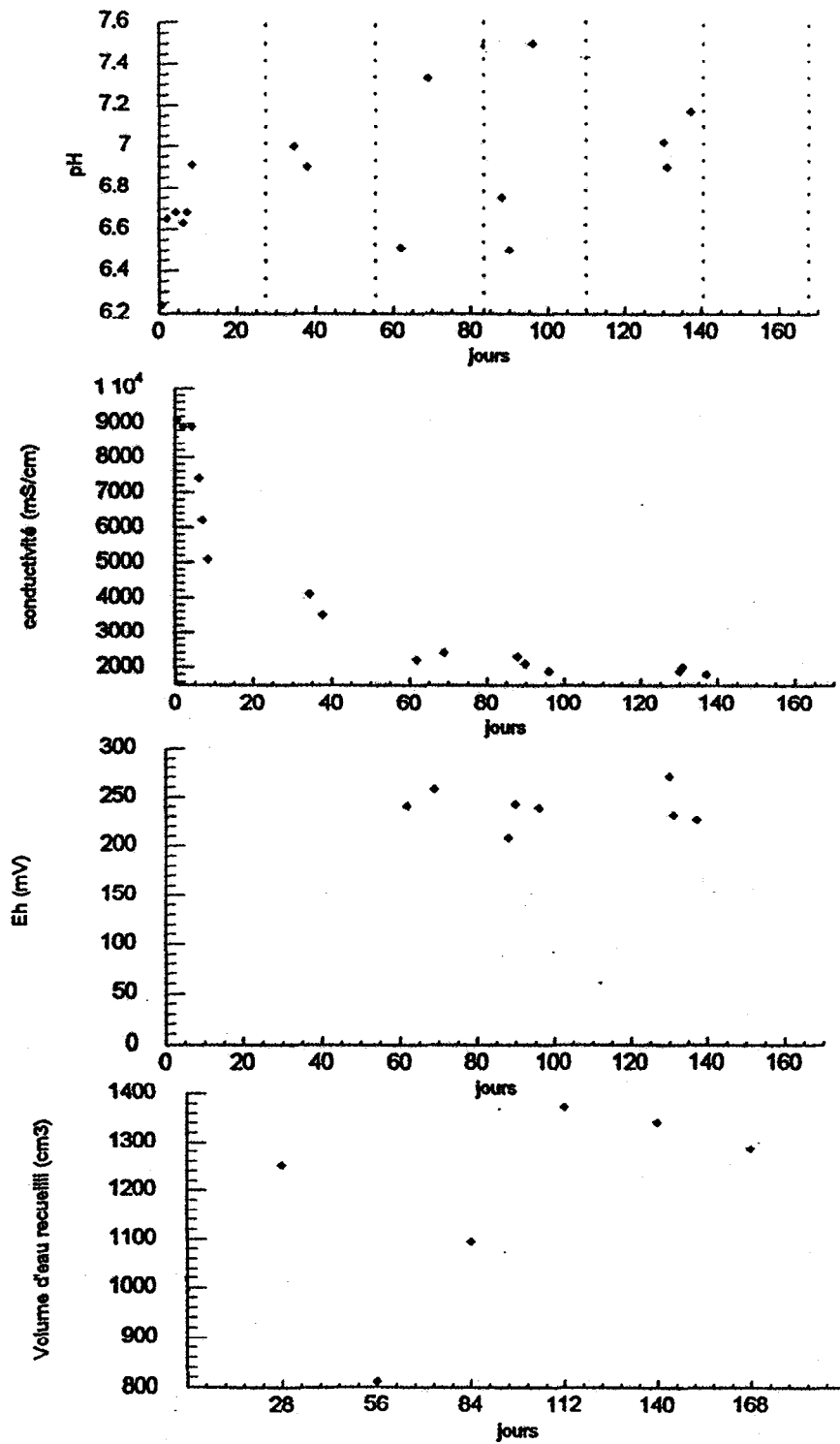


Figure 4.20a : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C2

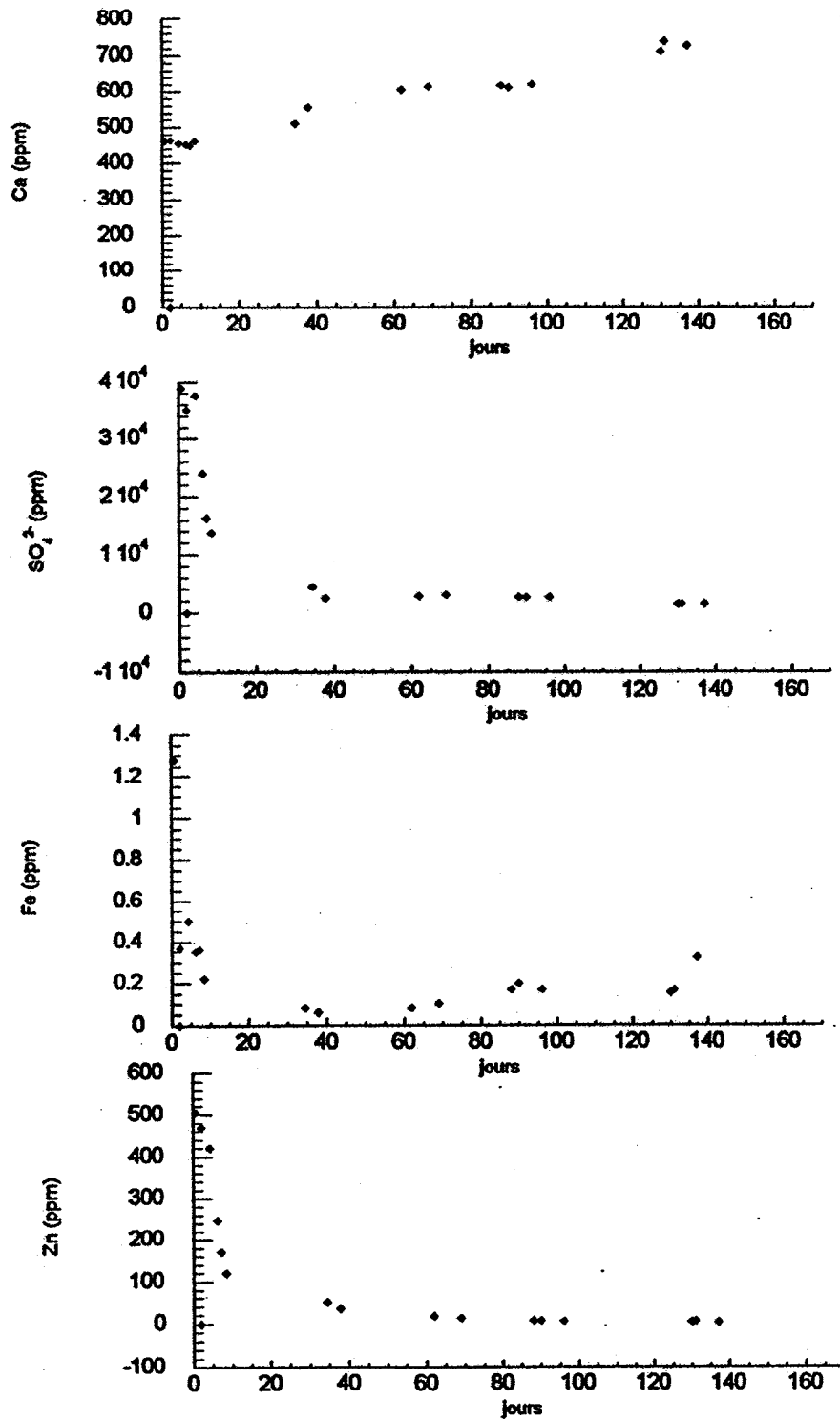


Figure 4.20b : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C2

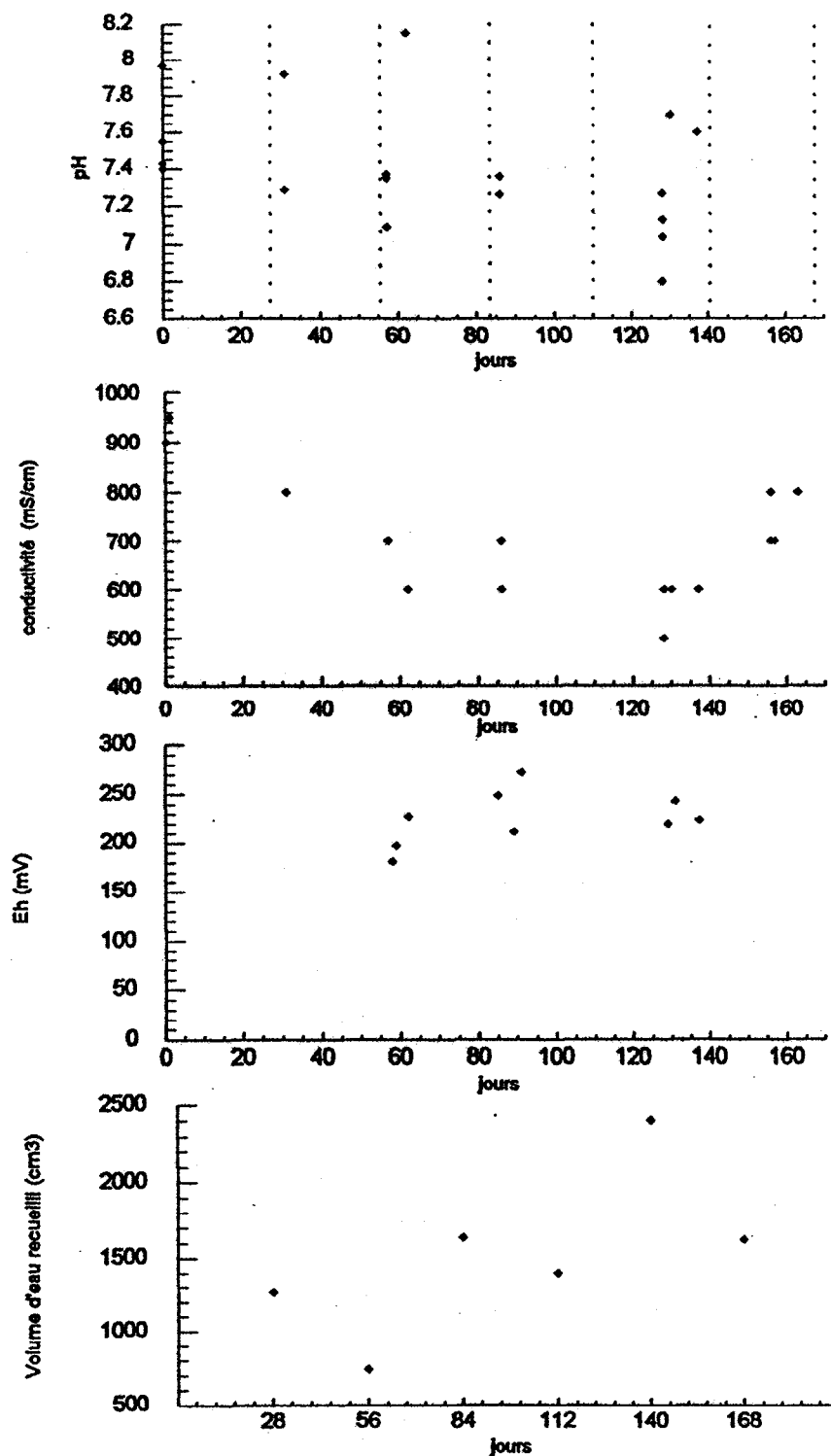


Figure 4.21a : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C3

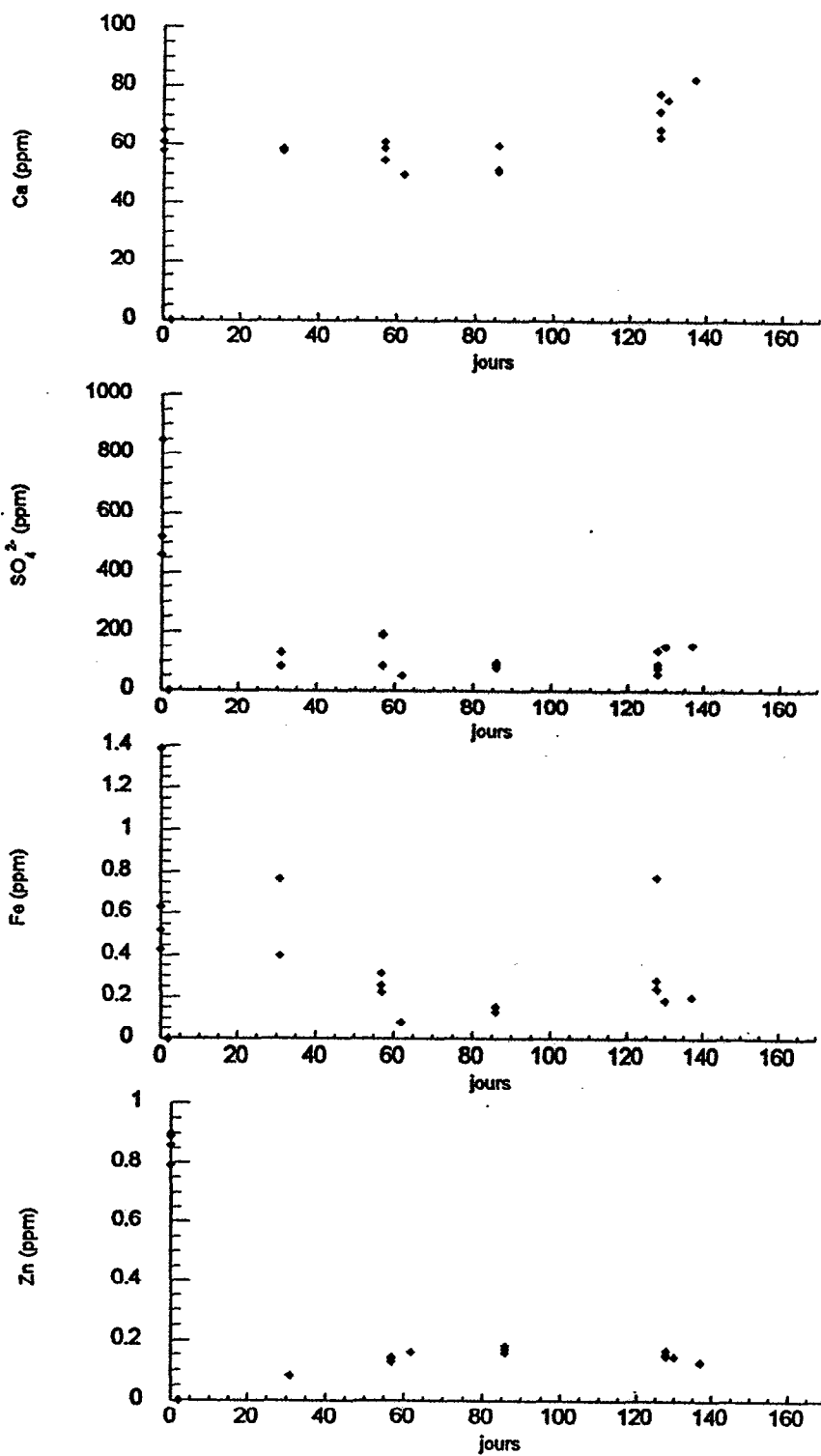


Figure 4.21b : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C3

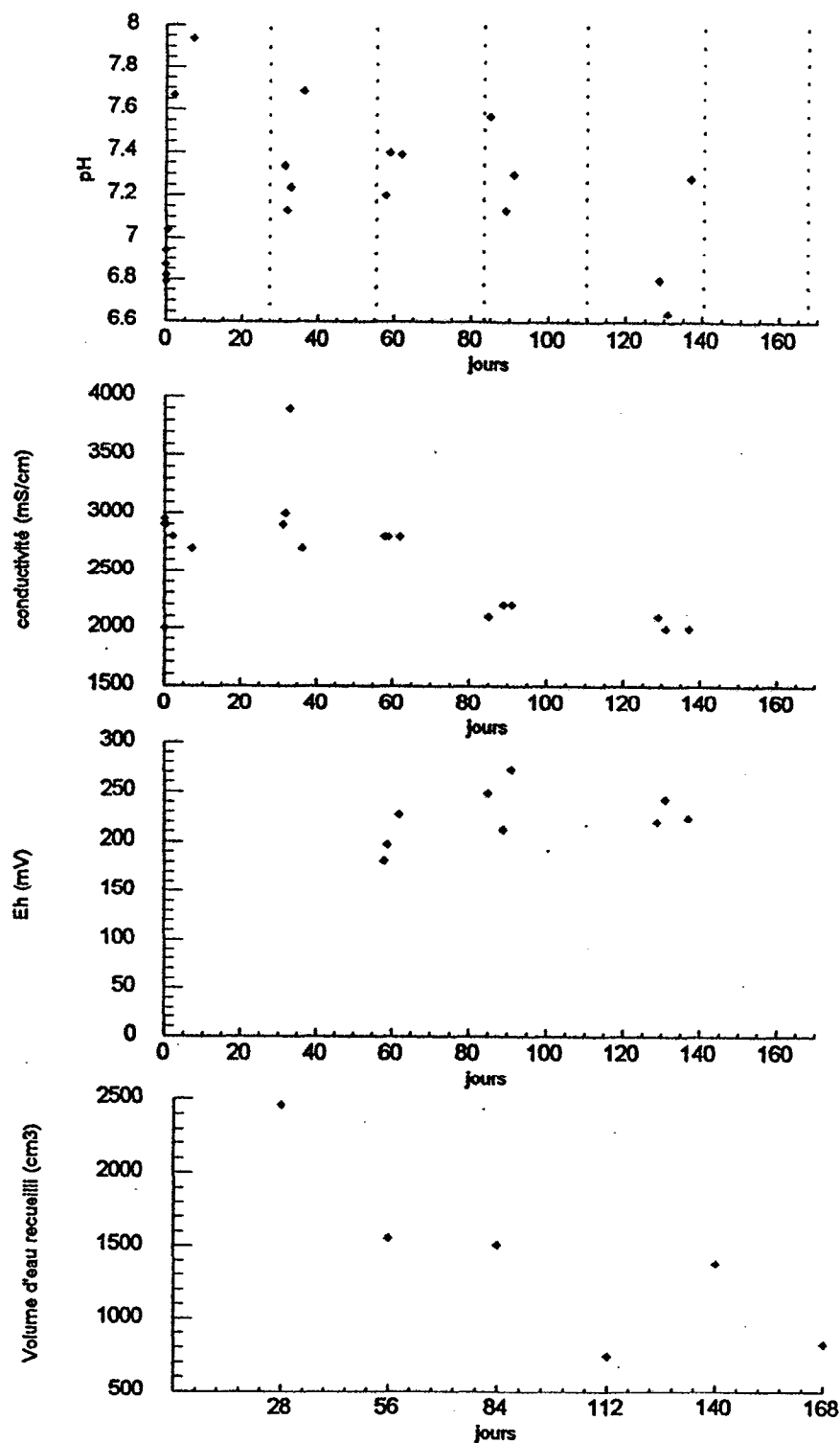


Figure 4.22a : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C4

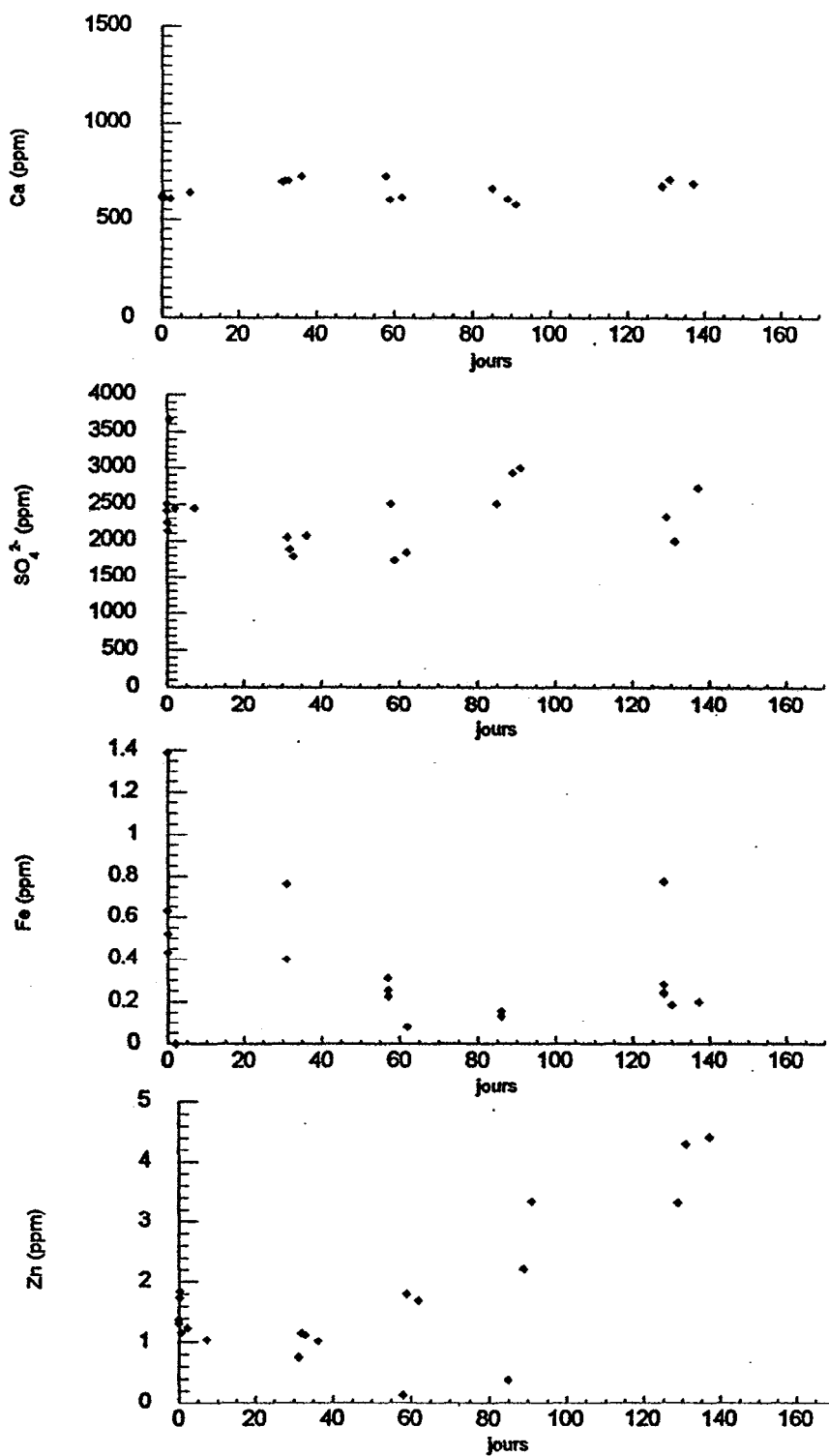


Figure 4.22b : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C4

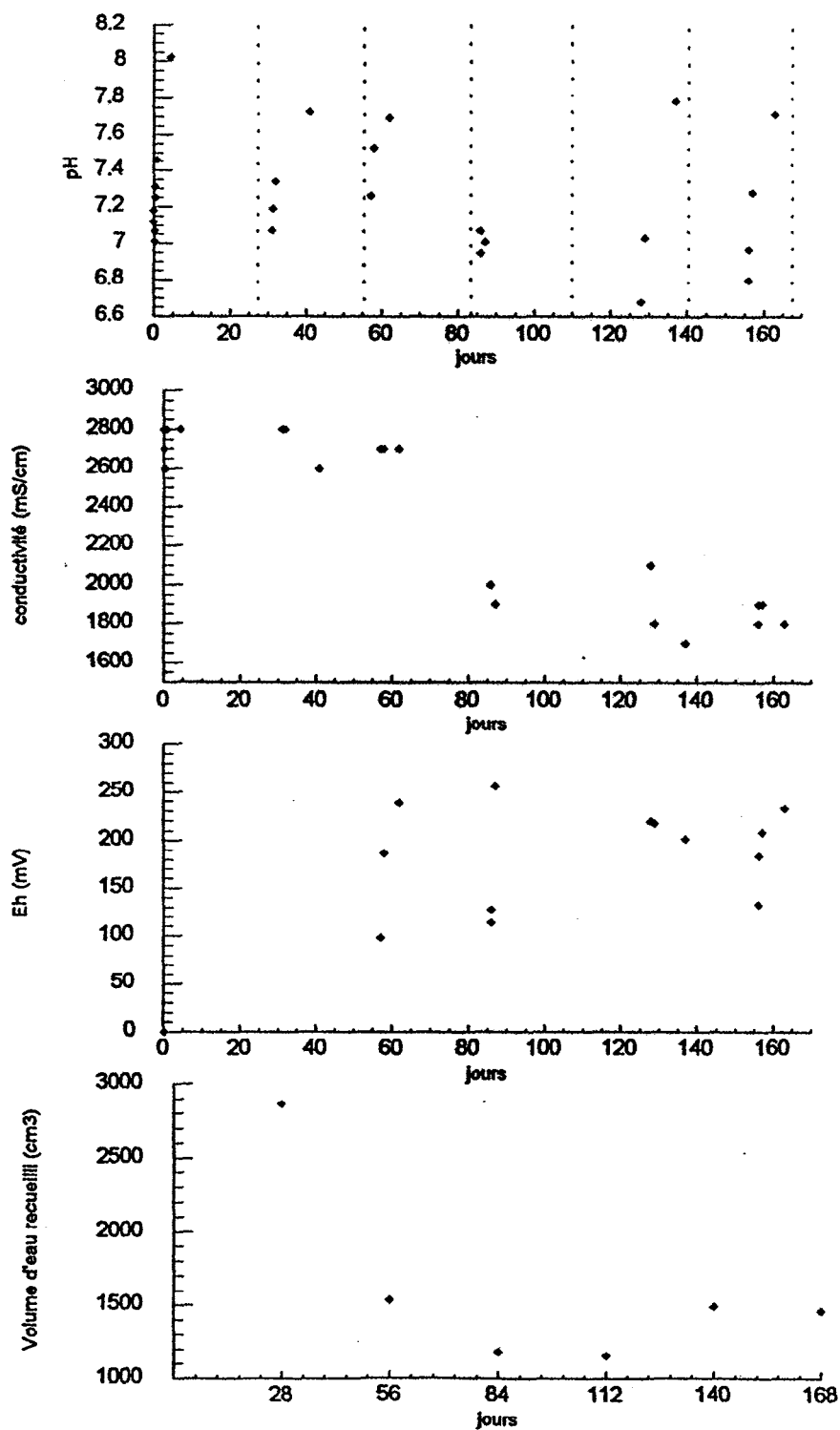


Figure 4.23a : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C5

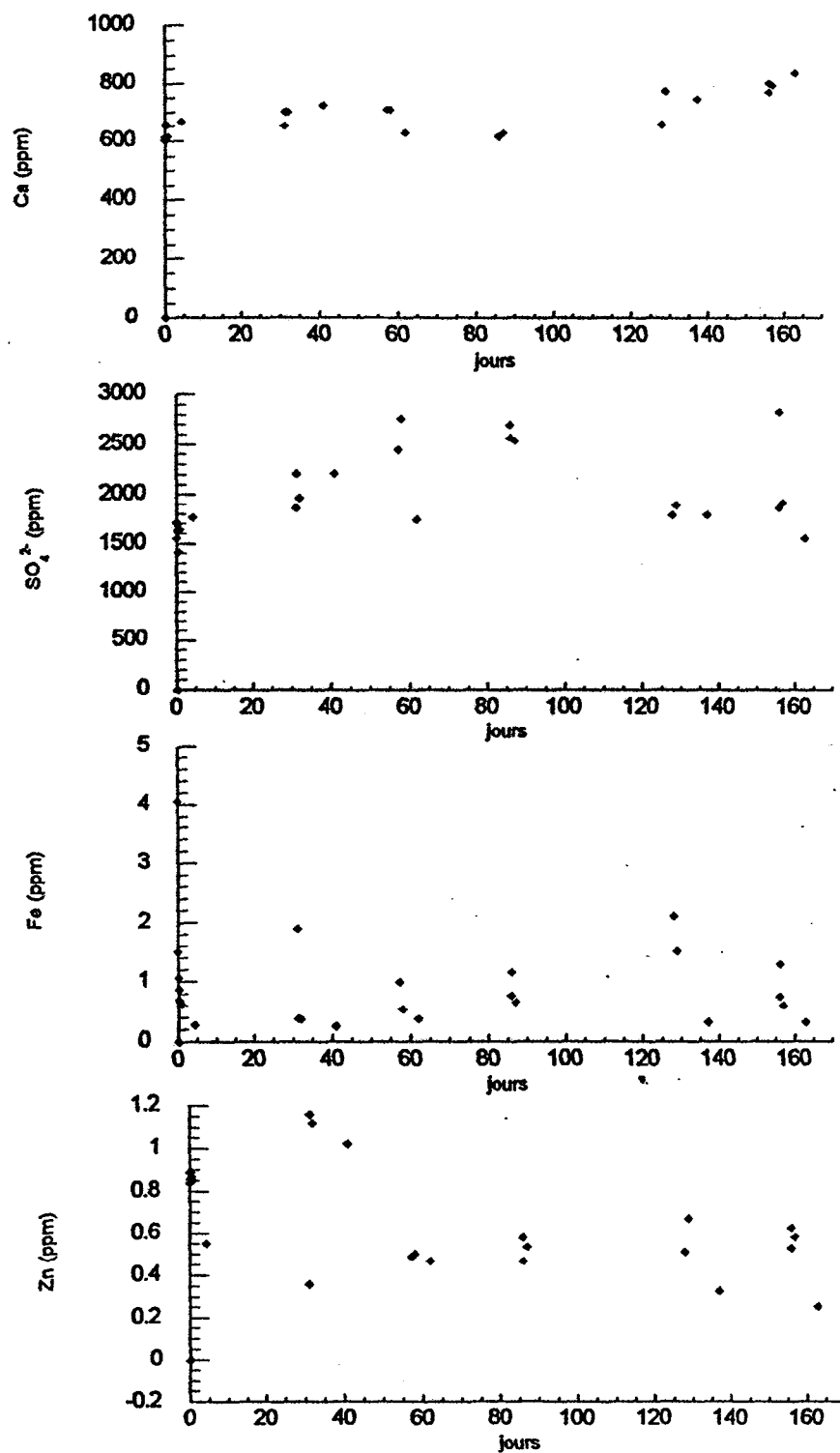


Figure 4.23b : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C5

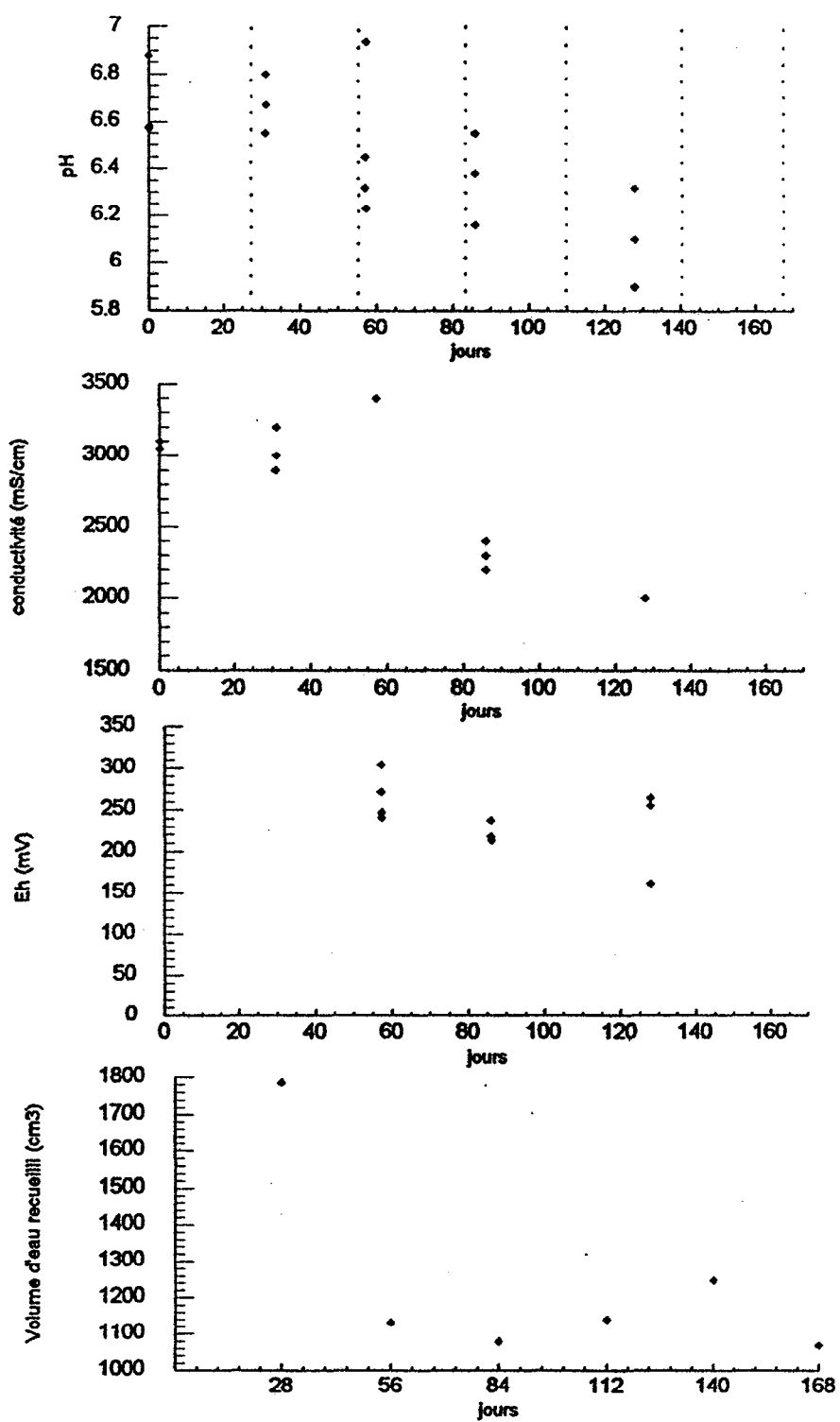


Figure 4.24a : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C6

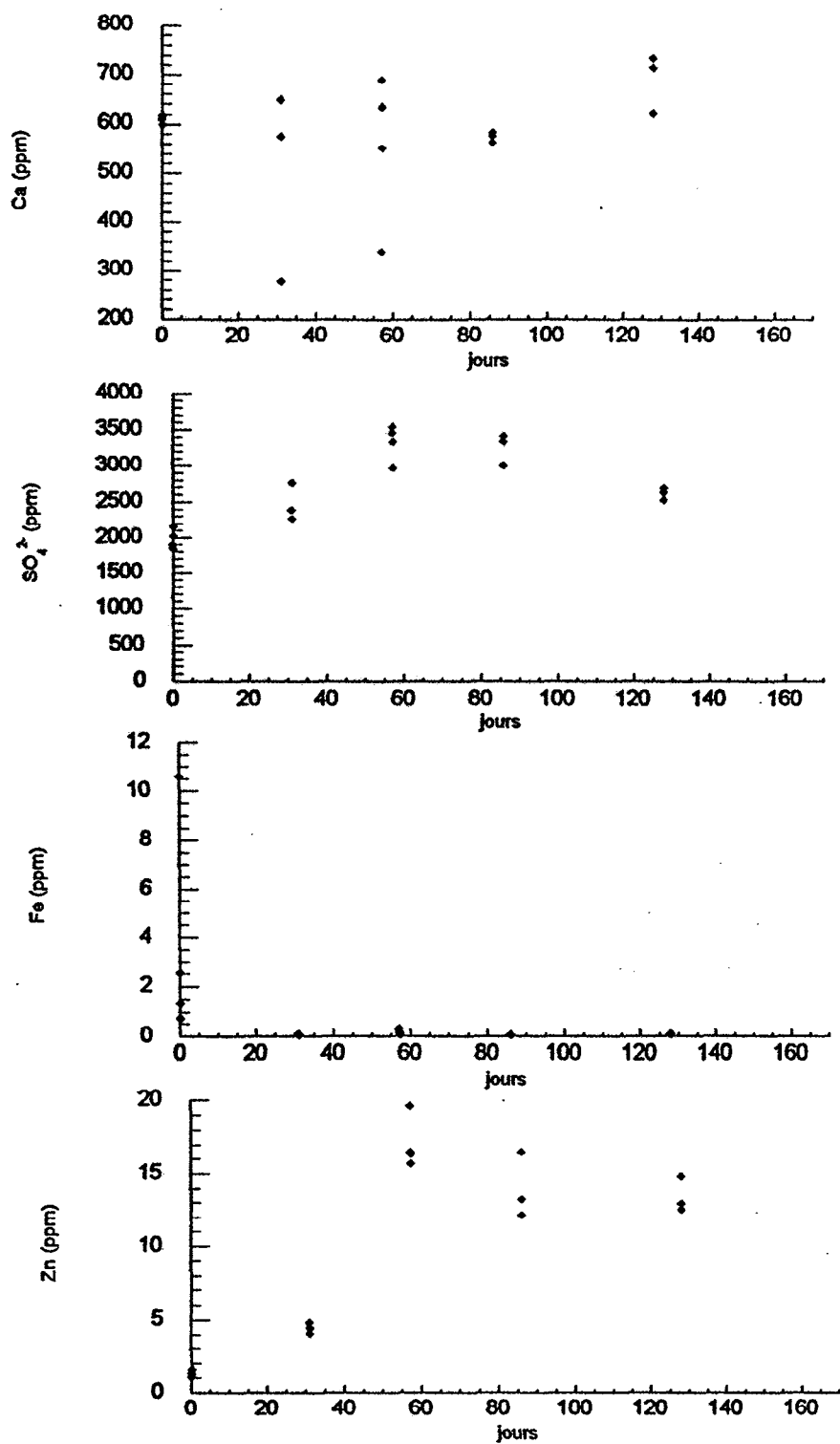


Figure 4.24b : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C6

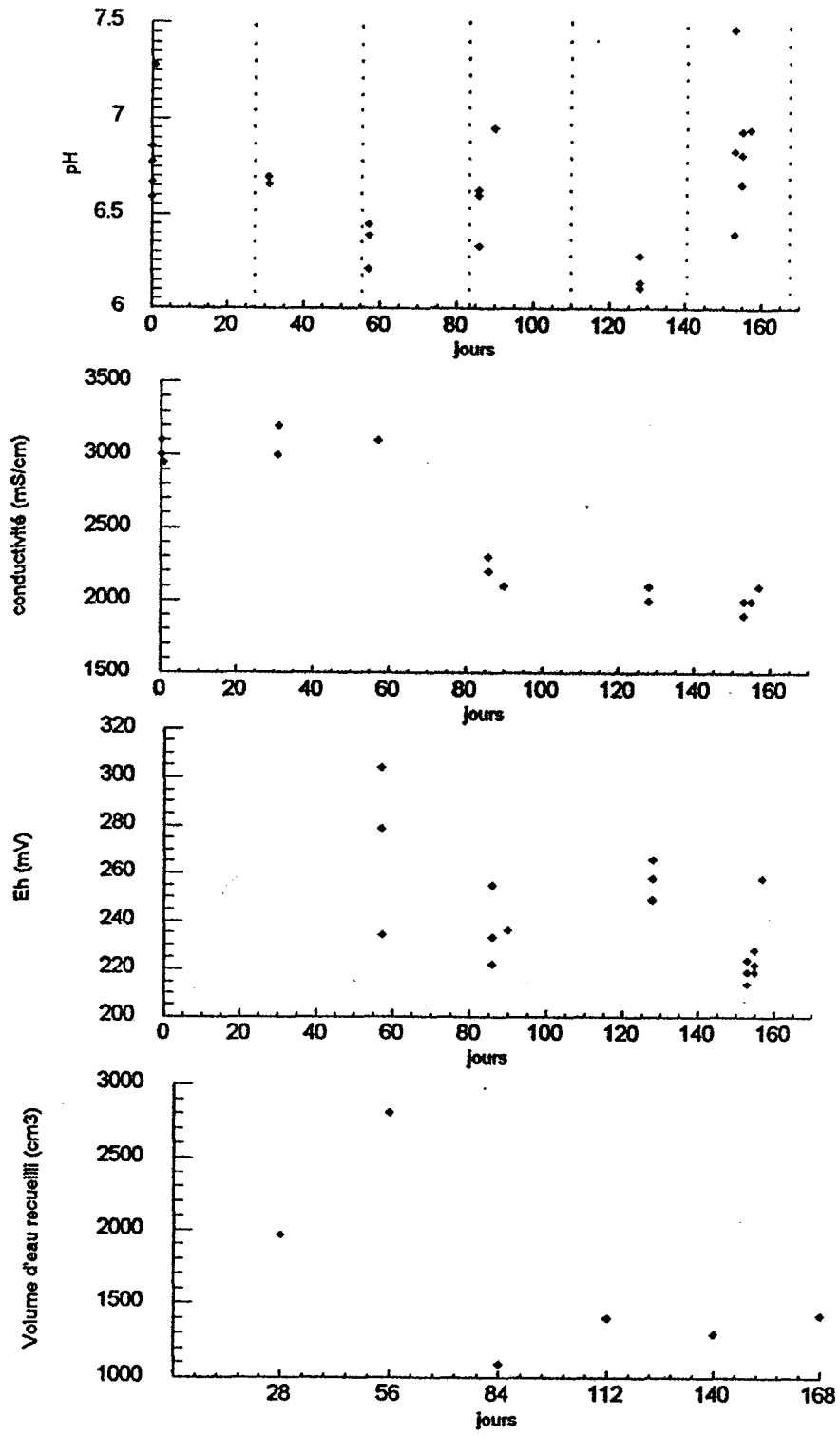


Figure 4.25a : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C7

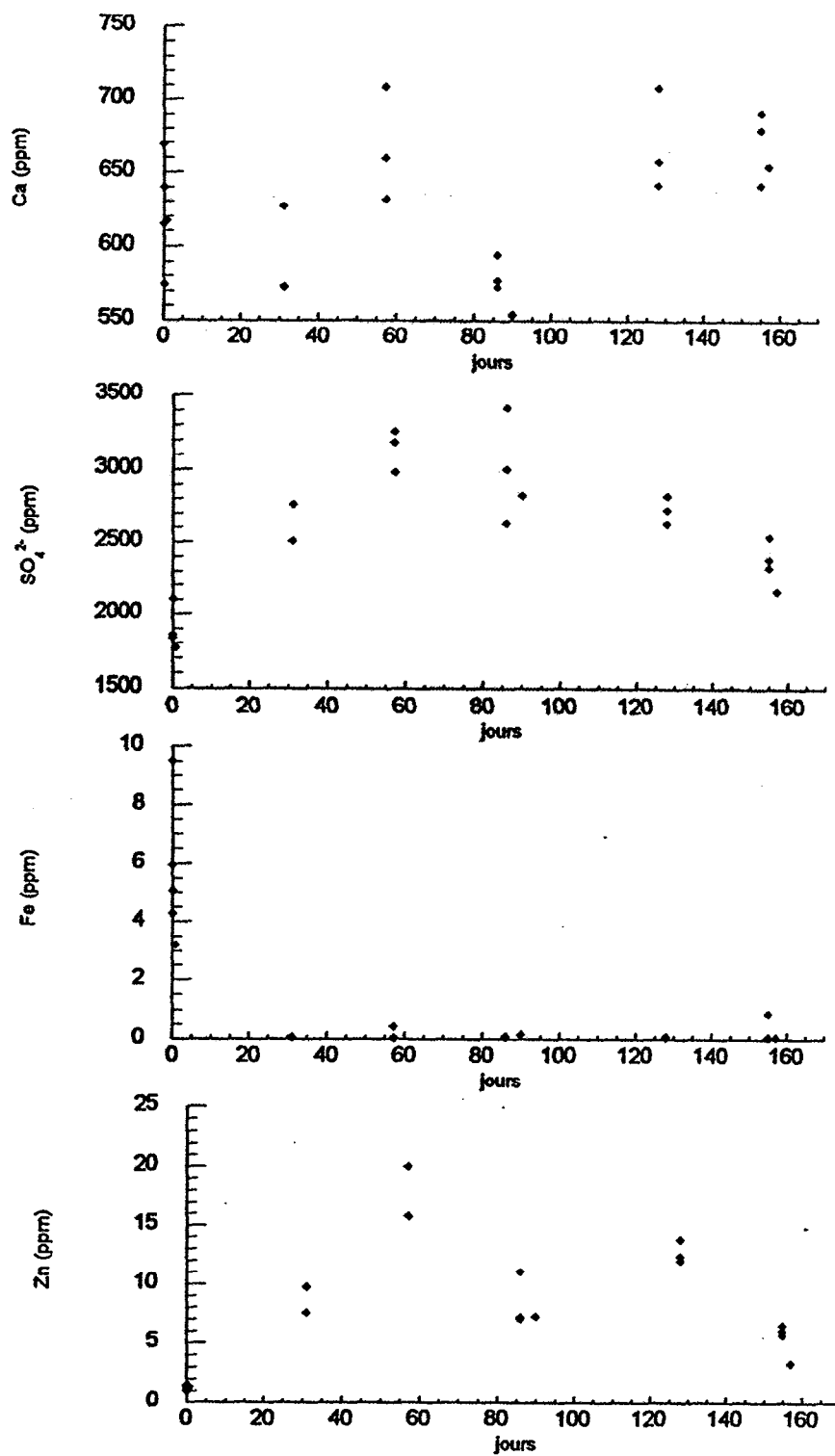


Figure 4.25b : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C7

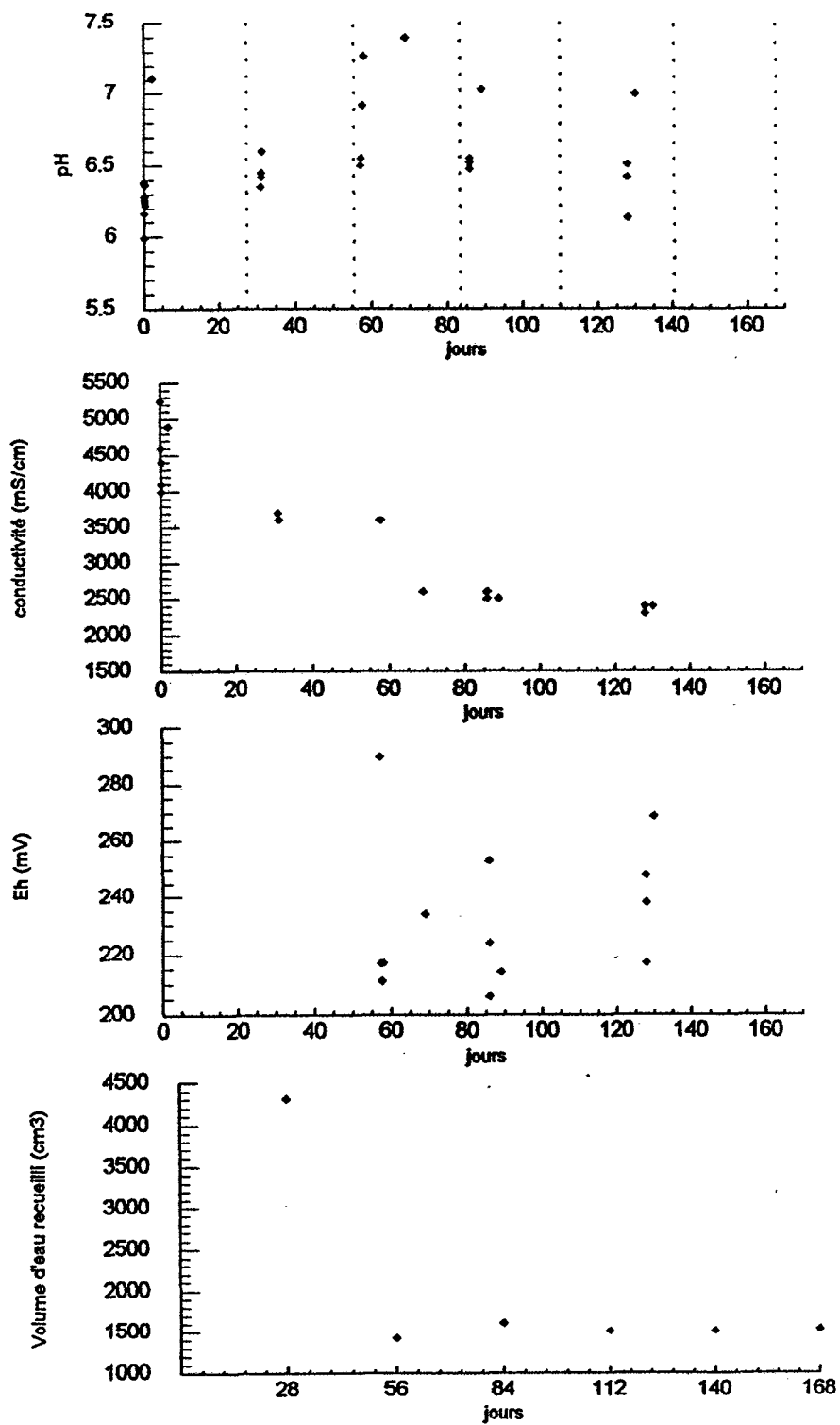


Figure 4.26a : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C8

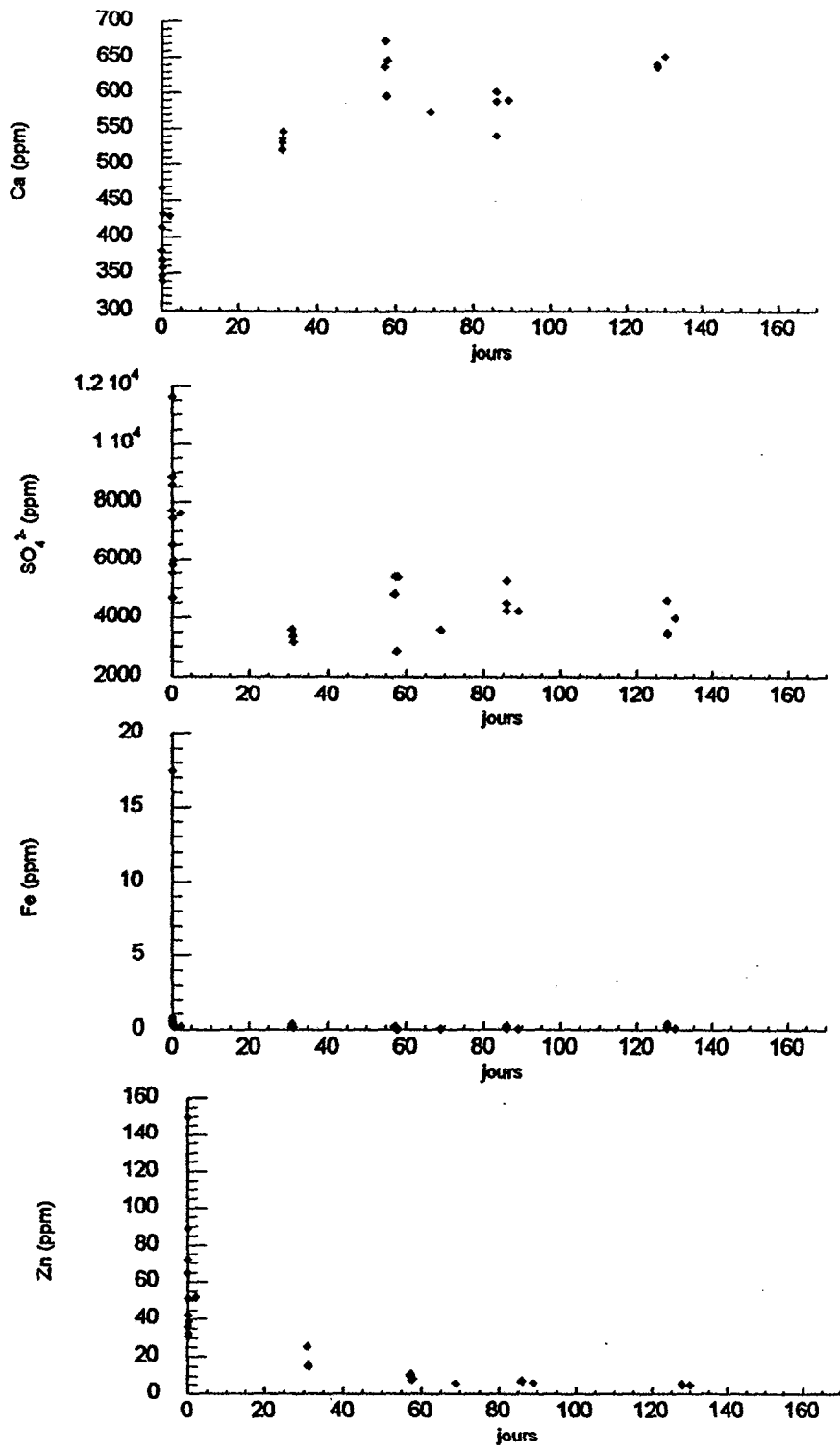


Figure 4.26b : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C8

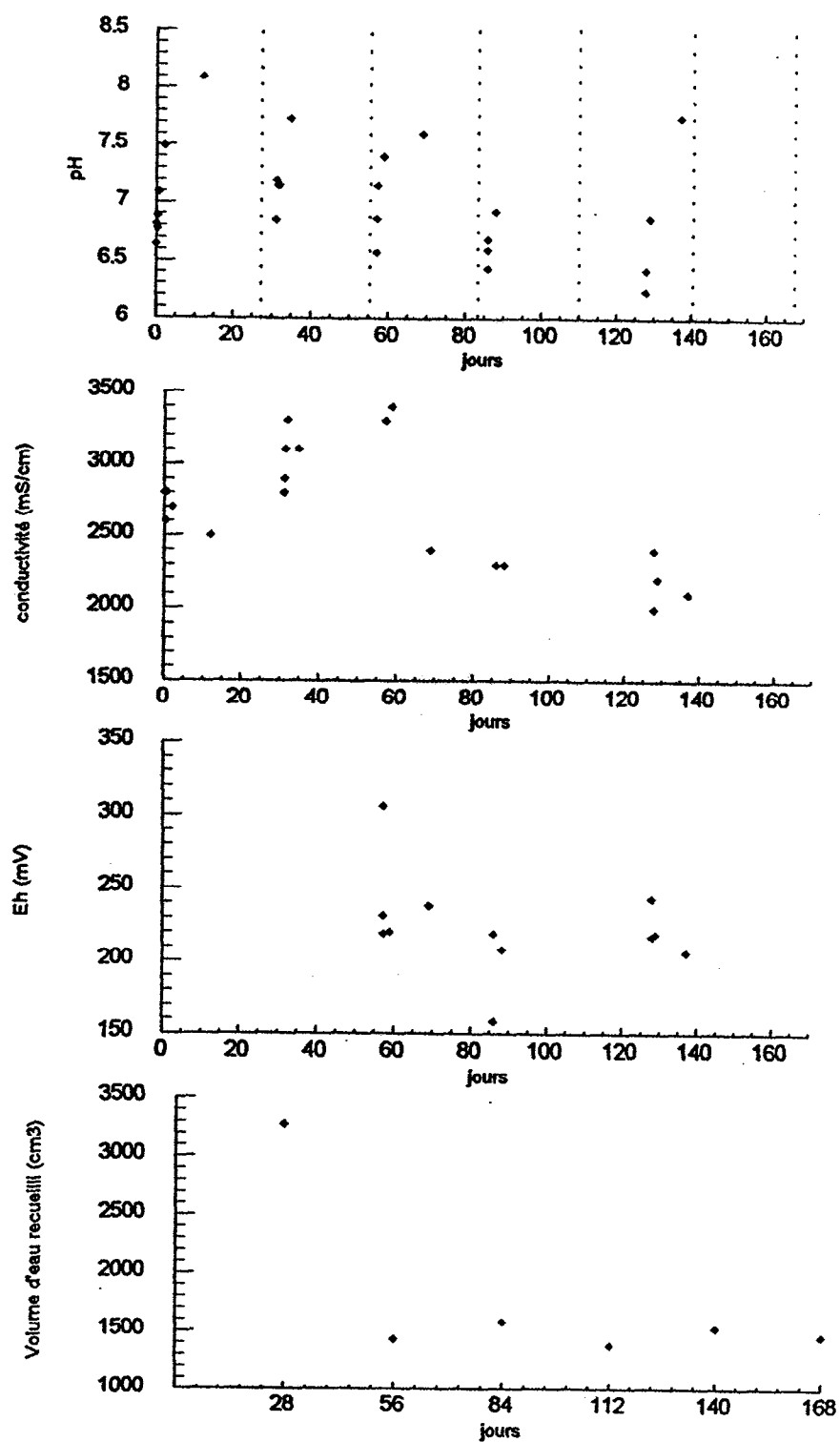


Figure 4.27a : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C9

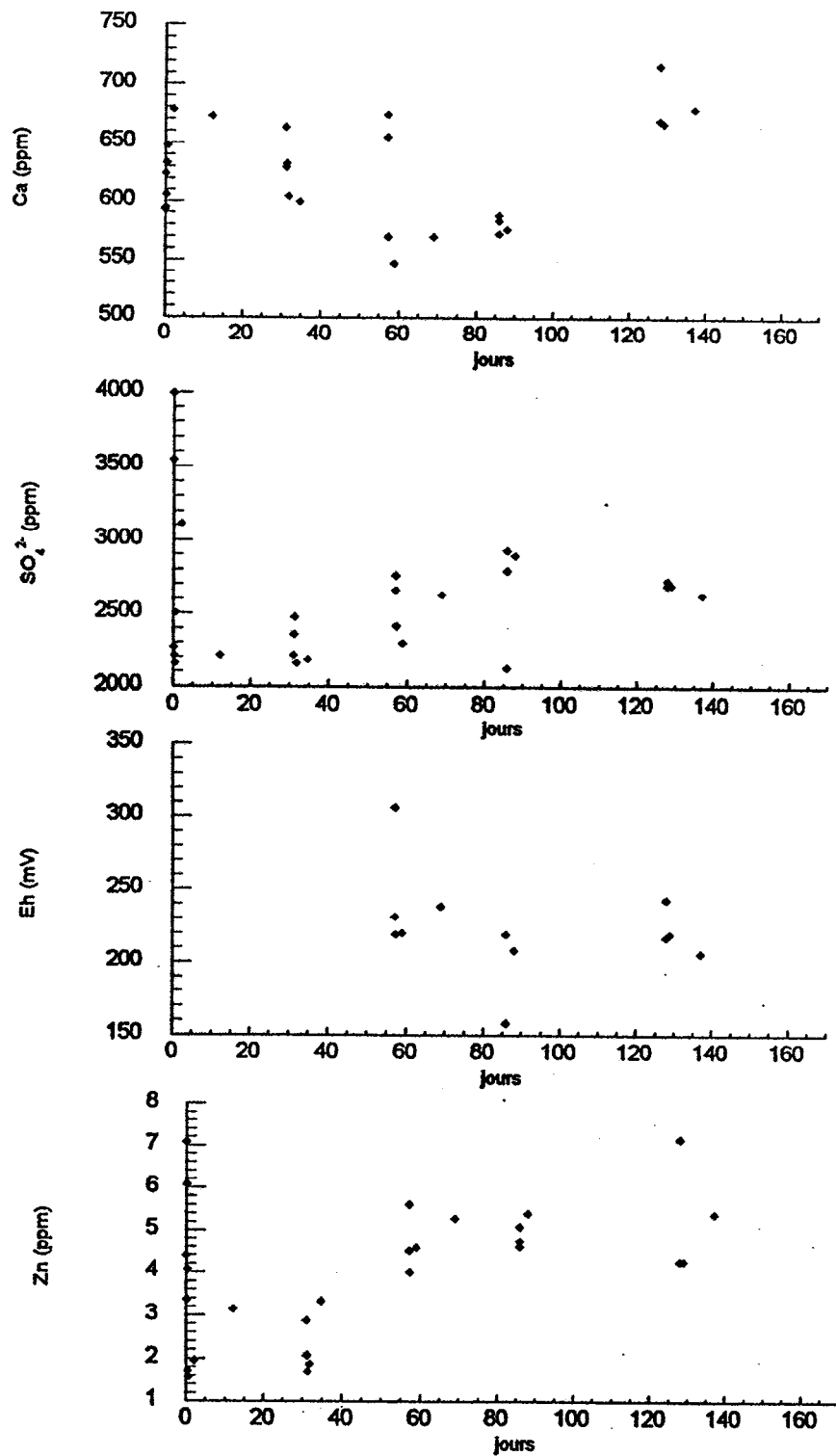


Figure 4.27b : Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne C9

5. CONCLUSION

Dans ce rapport, les auteurs ont présenté les résultats De travaux de laboratoire visant à évaluer la possibilité d'utiliser des résidus miniers (rejets du concentrateur) dans un système de recouvrement multicouche pour contrôler la production d'eaux de drainage minier acide (DMA). Cette étude a été menée en deux phases : phase I (débutée en 1991) et phase II (débutée en 1995).

La phase I a permis d'étudier les caractéristiques minéralogiques et hydro-géotechniques de divers résidus miniers, ainsi que la diffusion d'oxygène en milieu poreux partiellement saturé. L'étude du comportement hydrique du système de recouvrement multicouche, dont la couche capillaire est constituée de rejets miniers, a été effectuée en colonne de drainage. Quant à l'efficacité de ce système à limiter le drainage minier acide, elle a été évaluée en colonnes de contrôle contenant des résidus réactifs. D'après nos résultats, le coefficient de diffusion de l'oxygène à travers un milieu poreux saturé devient environ équivalent à celui dans l'eau pour un degré de saturation $S_r = 90\%$. À cette valeur de saturation, la phase air n'est plus continue et le transport du gaz est réduit à une diffusion à travers les pores remplis d'eau. On peut ainsi estimer que, pour limiter la diffusion de l'oxygène à des niveaux très faibles, le degré de saturation de la couverture en matériau meuble devrait être constamment proche de cette valeur.

L'ensemble des résultats des essais en colonne et des simulations numériques obtenus pendant cette première phase (phase I) supporte pleinement les hypothèses de travail : les couvertures multicouches que nous avons conçues et testées en laboratoire ont été efficaces pour limiter le problème de drainage minier acide (DMA). Les résultats de nos essais en colonne confirment les résultats de la modélisation numérique : la couche capillaire constituée de rejets miniers a conservé un haut degré de saturation durant toute la période des essais (2 ans, environ), même avec certaines périodes sèches (sans apport d'eau) allant jusqu'à 60 jours. L'infiltration d'oxygène vers les résidus réactifs a été ainsi limitée. Aucune oxydation de ces derniers n'a été décelée, sauf dans certaines colonnes où il y a eu des problèmes techniques d'étanchéité favorisant des fuites d'oxygène de l'air vers les résidus sulfureux.

Lors de la phase I, les colonnes des résidus sans couverture ont montré, pour leur part, d'autres résultats intéressants. Le pH du lixiviat a baissé rapidement après le premier cycle de drainage et est

descendu en bas de 2,0 au bout de 210 jours environ, tandis que le Eh (potentiel d'oxydoréduction) a augmenté de 0 mV à des valeurs entre 250 et 550 mV (conditions d'oxydation). Les concentrations en sulfates et en fer total ont augmenté subséquemment jusqu'au 210ème jour après lequel elles ont commencé à baisser. Cette baisse est probablement due à la formation du précipité jaunâtre visible à travers la paroi transparente de la colonne en Plexiglas. Ce précipité enveloppe les particules pyriteuses, ce qui réduit la surface de la pyrite exposée à l'oxydation. Une étude utilisant la diffraction des rayons X a montré ultérieurement qu'il s'agissait de la jarosite. L'effet de la jarosite sur le taux d'oxydation des sulfures a été remarquable entre le 210ème et le 360ème jour: le pH a augmenté de nouveau et s'est stabilisé autour de 3, tandis que les concentrations en sulfates et en fer total ont diminué. Lorsque la jarosite a été partiellement lessivée (lixiviat recueilli de couleur jaunâtre), l'activité bactérienne a repris et le pH a recommencé à baisser de nouveau, pendant que les teneurs en fer total et en sulfates ont augmenté. Les analyses de métaux dissous et de sulfates ont indiqué un taux d'oxydation des sulfures très élevé pour ces colonnes. Nous avons noté une bonne corrélation entre les teneurs en fer total, en zinc et en sulfates. La formation de précipités suite à l'oxydation des résidus a également réduit leur conductivité hydraulique : la masse d'eau drainée à partir de ces colonnes diminuait avec le temps. À la fin des essais qui ont duré 2 ans au total, l'épaisseur de la partie jaunâtre (zone oxydée) des résidus sulfureux était d'environ 10 cm, ce qui représentait le 1/3 de l'épaisseur totale de ces résidus.

Pour mieux comprendre les effets d'une application à l'échelle d'un parc à résidus miniers, des essais sur des cellules expérimentales *in situ*, ont été entrepris. Celles-ci sont construites de façon à mieux reproduire les conditions d'expositions réelles. Ces essais permettront, entre autre, d'étudier divers aspects pouvant affecter l'efficacité et la mise en application d'un tel système de recouvrement, comme les conditions climatiques et l'influence de la géométrie dans un espace tridimensionnel. D'autres essais de laboratoire utilisant les mêmes matériaux que dans les cellules *in situ* sont menés en parallèle avec les travaux de terrain afin de mieux cerner les effets propres au site où les cellules expérimentales ont été construites. Dans ce rapport, nous nous sommes intéressés uniquement à la partie laboratoire. Les premiers résultats de laboratoire obtenus pendant la deuxième phase montrent un comportement hydrique identique à celui observé lors de la phase 1. Toutefois, les résultats des sept cycles de ?????????? sont encore insuffisants pour statuer sur l'????????? relatives des diverses couvertures. Ces essais se poursuivront encore plusieurs mois.

De cette étude, il ressort néanmoins que la configuration typique préconisée pour les barrières de recouvrement sur les rejets de concentrateur devrait comprendre, entre une couche de surface (sol organique) servant à la croissance des plantes et à la rétention de l'humidité et une couche de protection (matériau très grossier) contre l'érosion profonde et contre les intrusions biologiques, une couche drainante (matériau grossier), une couche à forte rétention capillaire (matériau fin peu perméable) et une couche de bris capillaire (matériau grossier). Les travaux réalisés ici ont permis aussi de dégager quelques règles pratiques à partir des caractéristiques hydriques des matériaux utilisés afin d'optimiser le dimensionnement du système de recouvrement. D'après nos résultats, on peut dire qu'un système de recouvrement dont l'épaisseur de la couche capillaire ne dépasserait pas 1,00 m serait théoriquement très efficace, en supposant que la couche sous-jacente de matériau grossier remplit bien son rôle de bris capillaire. Dans le cas où la nappe est profonde, une épaisseur de 30 cm pour la couche sous-jacente serait suffisante pour qu'elle puisse bien jouer ce rôle. Si le niveau de la nappe se trouve à la base de la couverture, cette couche de matériau grossier doit avoir une épaisseur au moins égale à son $|y_r|$ (valeur absolue de la succion dans le sable correspondant à sa teneur en eau résiduelle) pour qu'elle puisse bien remplir ses fonctions.

Les résultats de notre étude ont aussi permis aussi un gain de confiance quant aux performances de systèmes multicouches face au DMA. Des applications d'une telle configuration de système de recouvrement sont en cours actuellement sur certains parcs à résidus miniers au Canada (e.g. McMullen *et al.*, 1997 ; Ricard *et al.*, 1997a, 1997b). Les premiers résultats indiquent que les recouvrements se sont comportés tel que prévu : la couche capillaire demeure en permanence presque saturée, tandis que la couche de sable sous-jacente s'est drainée jusqu'à sa teneur en eau résiduelle qu'elle conserve malgré certaines périodes de pluies abondantes. L'utilisation de rejets miniers non réactifs (« clean tailings ») comme matériaux de recouvrement peut ainsi permettre une réduction appréciable des coûts. L'objectif du projet est ainsi rencontré.

RÉFÉRENCES

- Aubertin, M., Chapuis, R.D., Bouchentouy, A., Bussière B. (1997a).* Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. Proc. 4th Int. Conf. Acid Rock Drainage, Vancouver, pp. 733-746.
- Bussière, B., Servant, S., Ouellet, J., Lehetwe, J., Aubertin, M. (1996).* Utilisation de résidus désulfurés pour la construction de recouvrements multicouches.
- Ricard, J.F., Aubertin, M. Garand, P. (1997B).* Performance d'un recouvrement multicouche au site Barrick-Bousquet de les terrains aurifères, Québec, Canada. Rejets industriels et prévention de la pollution. C.R. 20^e Symposium sur les eaux usées, AQTE/AESEQ, Collection Environnement de l'Université de Montréal, pp. 291-305.
- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., and Chapuis, R.P. (1996a).* Recouvrement multicouches avec effets de barrière capillaire pour contrôler le drainage minier acide : Étude en laboratoire et in situ. In : Proceedings of the International Symposium, Exemples majeurs et récents en géotechnique de l'environnement, Paris, ENPC-DFC, pp. 181-199.
- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., and Chapuis, R.P. (1996c).* Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. Hydrogéologie, Number 1, pp. 3-13.
- Bouchentouf, A. (1996).* Modélisation de l'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé : Cas d'une barrière de recouvrement. Master Thesis (unpublished), Department of Mineral Engineering, École Polytechnique de Montréal, 222 p.
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R.P. (1997).* Écoulement non saturé à travers les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) : Modélisation physique et numérique avec application au drainage minier acide. Technical Report EPM/RT-97/03, École Polytechnique de Montréal, 202 pages.
- Frind, E.O., Gillham, R.W., and Pickens, J.F. (1976).* Application of unsaturated flow properties in the design of geologic environments for radioactive waste storage facilities. In : Proceedings of the First International Conference on Finite Elements in Water Resources, Princeton, N.J.
- Geoslope International 1994.* SEEP/W User's Guide. Version 3.
- Mualem, Y. (1976).* A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research, Volume 12, pp. 513-522.

- Bussière, B., Nicholson, R.Y., Aubertin, M., Benzaazona, M. (1997).* Evaluation of the effectiveness of covers build with diesel-furized tailings for preventing acid mine drainage, Proc. 50th, Can. Geotech. Conf., Ottawa, Vol. 1, pp. 17-25.
- Ricard, J. F., Aubertin, M., Garand, P., McMullen, J. (1997).* Field of performance of a dry covert made of tailings for the closure of Barrick-Bousquet, Les terrains Aurifères Site, Malartic, Québec, Proc. 50th, Canada, Can. Geotech, Conf., Ottawa, Vol. 1, pp. 185-192.
- Aubertin, M., Bussièrès, B., Aachib, M., Chapuis, R.P. (1996).* Modélisation des écoulements non saturés dans les couvertures multicouches en sols. Hydrogéologie, no 1, pp. 3-13.
- Aubertin, M., Ricard, J.F., Chapuis, R.P. (1997).* A predictive model for the water retention's curve : application of tailings from hard rock mines. Can. Geotech. J., (to be published Feb.'98).
- Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R.P. (1996).* Hydraulic Conductivity of homogenized tailings from hard rock mines. Can. Geotech. J.
- Aubertin, M., Aachib, M., Bussière, B., Chapuis, R.P., (1996).* Recouvrements multicouches avec effets de barrière capillaire pour contrôler le drainage miner acide : Études en laboratoire et in situ. Présentation invitée. Symposium International – Exemples majeurs et récents en géotechnique de l'environnement. École centrale des ponts et chaussées, Paris (février 1996), pp. 181-199.
- Aubertin, M., Ricard, J.F., Chapuis, R.P. (1995).* A study of capillary properties of mine tailings : measurements and modeling. Proc. 48th Can. Geotech. Conf., Vancouver, pp. 17-24.
- Bussière, B., Nicholson, R.V., Aubertin, M., Servant, S. (1997).* Effectiveness of covers built with diesel-furized tailings : Column tests investigation, Proc. Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Vol. II, pp. 763-778.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bouchentouf, A., Bussière, B. (1997).* Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. Proc. Fourth International conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Vol. II, pp. 731-746.
- Ricard, J.F., Aubertin, M., Firlotte, F.W., Kropp, McMullen, J., Julien, M. (1997).* Design and construction of a dry cover mode of tailings for the closure of the terrain's auriferous sites, Malartic, Québec, Canada, Proc. Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Vol. IV, pp. 1515-1530.

- Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R.P., Barbara, J.M. (1996).* Construction of experimental cells with covers on acid producing tanking. Proc. 49th, can. Geotech. Conf., St-John's, Nfld, pp. 655-662.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P. (1990).* Devis technique – Projet de recherche : Parc à résidus minier Manitou-Barvue. CDT 1537, Report prepared for Centre de Recherches Minérales, École Polytechnique de Montréal, 30 pp.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P. (1991).* Considérations hydrogéotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. Proc. 2nd Int. Conf. On the Abatement of Acidic Drainage, Montréal, Vol. 3, 1-22.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., Tremblay, L. (1995).* Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport final, Projet P1622, CDT, École Polytechnique de Montréal.
- Collin, M., Rasmuson, A. (1990).* “Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Acid Mine Drainage : Designing for Closure, GAC-MAC Annual Meeting, 311-333.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., REARDONE, E.J. (1989).* “Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers”. Canadian Geotechnical Journal, (26) : 1-8.
- Aachib, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P. (1993).* Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide. Un état de la question. Rapport EPM/RT-93/32, École Polytechnique de Montréal.
- Akindunni, F.F., Gilham, 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., 28, pp. 446-451.
- Anon. (1991).* Compte rendu, 2^e Conf. Int. Sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal.
- Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R.P., Aachib, M. (1993).* Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le drainage minier acide (DMA). Géoconfine '93, Arnould, Barrès & Côme (eds), Balkema, 299-308.
- Bear, J. (1972).* Dynamics of fluids in porous media”. Dover publication, N.Y.
- Collin, M. (1987).* “Mathematical modeling of water and oxygen transportation in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings”. Ph.D. Thesis, Royal Institute of Technology, Suède.

- Feasby, G., Jones, R.K. (1994).* Résultats de l'atelier sur la réhabilitation des sites miniers. Toronto, mars 1994, Rapport publié par CANMET.
- Fredlung, D.G., Rahardjo, H. (1993).* "Soil Mechanics for unsaturated soils". John Wiley and Sons, New York.
- Geoslope International (1994).* SEEP/W User's Guide, Version3, Calgary, Alberta.
- Kleinman, R.L.P., Crerar, D.A., Pacelli, R.R. (1981).* "Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation". Mining Engineering, 300-304.
- Marcotte, R. (1994).* Inventaire, classification et coûts de restauration des sites miniers du Québec. Ministère des ressources naturelles du Québec (août, 1994).
- Millington, R.J., Shearer, R.C. (1971).* "Diffusion in aggregated porous media" Soil Science, 11, 372-378.
- Nicholson, R.V., Akindunni, F.F., Sydor, R.C., Gilham, R.W., (1991).* "Saturated tailings covers above the water table : The physics and criteria for design". C.R. 2^e Conf. Int. Sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal, 443-460.
- Norton, P.J. (ed.) (1990).* "Acid mine water in pyritic environments". (Proc. Lisboa 90 Int. Symp.), Int. J. Mine Water., IMWA, Special Issues, 9 (1-4).
- Rasmuson, A., Erikson, J.C. (1986).* "Capillary barriers in covers for mine tailing dumps". Report 3307, The National Swedish Environmental Protection Board.
- Ricard, J.F. (1994).* Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.
- Ritcey, G.M., (1989).* "Tailings Management, Problems and Solutions in the Mining Industries". Elsevier.
- SRK (1991).* Guide technique préliminaire sur la drainage rocheux acide. (Une traduction de "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide", 1989, BCAMD Task Force). Centre de recherches minérales, Québec, I et II.
- Tremblay, L. (1995).* Étude du transport de l'oxygène dans des matériaux poreux partiellement saturés. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.
- Van Genuchten, M.T. (1980).* "A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils". Soil Sci. Soc. America J., 44, 892-898.

- Van Genuchten, M.T., Leij, F.J., Yates, S.R. (1991).* The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Services, Rapport EPA/600/2-91/065, 85 p.
- Bonaparte, R. (Editor) (1990).* Waste Containment Systems : Construction, Regulation and Performance. ASCE Geotech. Spec. Pub. no. 26.
- Bussière, B. (1993).* Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrières de recouvrement. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal, 171 pages.
- Collin, M. (1987).* Mathematical Modelling of Water and Oxygen Transportation in Layered Soil Covers for Deposits of Pyritic Mine Tailings. Ph.D. Thesis, Royal Institute of Technology, Suède.
- Daniel, D.E., Koener, R.M. (1993).* Cover Systems. Geotechnical Practice for Waste Disposal, Chapman & Hall, pp. 455-497.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A. (1979).* Groundwater. Prentice-Hall.
- Garga, V.Y., Smith, H.R., Scharer, J.M. (1983).* Abandonment of Acid Generating Mine Tailings. Proc. 7th PanAm Conf. Soil Mech. and Found. Engng, Vol. 2, pp. 613-626.
- Hutchison, I.P., Ellison, R.D. (eds.) (1992).* Mine Waste Management. California Mining Association.
- Jones, C.E., Wong, J.Y. (1994).* Shotcrete as a cementitious cover for acid generating waste rock piles. Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, Vol. 2, pp. 104-121.
- Koerner, R.M. (1993).* Geomembrane liners. Geotechnical Practice for Waste Disposal, Chapman & Hall, pp. 164-186.
- Kovács, G. (1981).* Seepage Hydraulics. Elsevier Scientific Pub. Cie, Amsterdam.
- Marcotte, R. (1994).* Inventaire, classification et coûts de restauration des sites miniers du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec (août, 1994).
- 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.

- Rasmuson, A., Erikson, J.C. (1986). Capillary barriers in covers for mine tailing dumps. Report 3307, The National Swedish Environmental Protection Board.*
- SRK (1988). Cover Technology for Acid Mine Drainage Abatement. Literature survey. Report N° 647021/1 prepared for Norwegian State Pollution Control Authority (June'88).*
- SRK (1991). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide (une traduction de "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide", 1989, BCAMD Task Force). Vol. I et II, Centre de recherches minérales, Québec.*
- Stracham, C. (1994). Covering tailings - Some theoretical and practical aspects. Tailings & Mine Waste'94, A.A. Balkema, pp. 189-192.*
- Van Genuchten, M. Th., Leij, F.J., Yates, S.R. (1991). The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Rapport EPA/600/2-91/065, 85 pages.*
- Yanful, E.K. (1991a). Development of laboratory methodologies for evaluating the effectiveness of reactive tailings covers. Final Report (Draft, Dec. 1991), Centre de Technologie Noranda (DSS Contract Number KE 144-8-4464/01-55).*
- Yanful, E.K. (1991b). Engineered soil covers for reactive tailings management : Theoretical concepts and laboratory development. Proc. Second Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage, Montréal, Vol. 1, pp. 461-485.*
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., Tremblay, L., (1995). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport final, préparé pour MEND/NEDEM, Projet CDT 1622, École Polytechnique de Montréal.*
- Bussière, B., Aubertin, M., Aachib, M., Chapuis, R.P., Crespo, J.R. (1995). Unsaturated flow modeling of covers for reactive tailings, CAMI'95, Canadian Conference on Computer Applications in the Mining Industry, Montréal (Oct. 1995) (to be published).*
- Fredlung, D.G., Xing, A., Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. Can. Geotech. J., Vol. 31, pp. 533-546.*
- Geoslope International (1994). SEEP/W User's Guide, Version 3.*
- Yeh, T.C.J., Guzman, A., Srivestava, R., Gagnard, P.E. (1994). Numerical simulation of the wicking effect in liner systems. Ground Water, Vol. 32, no. 1, pp. 2-11.*

- Barbour, S.L., Wilson, G.W., and St-Arnaud, L.C. (1993).* Evaluation of the saturated-unsaturated groundwater conditions of a thickened tailings deposit. *Canadian Geotechnical Journal*, **30** (6) : 935-946.
- Mabes, D.L., James, H.H., and Williams, R.E. (1977).* Physical properties of Pb-Zn min-process wastes. Proceedings, Conference on Geotechnical Practice for disposal of Solid Waste Materials, ASCE, pp. 103-117.
- Mittal, H.K., and Morgenstern, N.R. (1975).* Parameters for the design of tailings dams. *Canadian Geotechnical Journal*, **12** : 235-261.
- Mittal, H.K., and Morgenstern, N.R. (1976).* Seepage control in tailings dams. *Canadian Geotechnical Journal*, **13** : 277-293.
- Bowles, J.E. (1984).* Physical and Geotechnical Properties of Soils. McGraw Hill.
- Bussière, B. (1993).* Évaluation des propriétés hydrogéologiques des résidus miniers utilisés comme barrières de recouvrement. M.Sc. Thesis, École Polytechnique, Montréal, 171 pages.
- Vick, S.G. (1983).* Planning, Design and analysis of tailings dams. John Wiley and Sons.
- Larson, T.H., Keefer, D.A., Albrecht, K.A. and Cartwright, K. (1988).* Infiltration through layered soil trench covers : response to an extended period of rainfall. *Journal of Contaminant Hydrology*, **3** : 251-261.
- Miyazaki, T. (1988).* Water flow in unsaturated soil in layered slopes. *Journal of Hydrology*, **102** : 201-214.
- Ross, B. (1990).* The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*, **26** (10) : 2625-2629.
- Selim, H.M. (1988).* Water flow in layered soils with sloping surface. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, **114** (3) : 442-462.
- Wallach, R. and Zaslavsky, D. (1991).* Lateral flow in a layered profile of an infinite uniform slope. *Water Resources Research*, **27** (8) : 1809-1818.
- Zaslavsky, D. and Sinai, G. (1981).* Surface hydrology : IV – Flow in sloping, layered soil. *Journal of the Hydraulics Division, ASCE*, **107** (HY1) : 53-64.
- Anon (1987).* Le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation du minerai. Environnement Canada, SPE 2/MM/3, 92 p.

- 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.
- Magnusson, M., Rasmuson, A. (1983) (in SRK, 1991).* Transportberäkningar på vittringsforloppet i gruvavfall, The National Swedish Environmental Protection Board, rapport SNV PM 1689.
- Mualem, Y. (1976).* A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.*, Vol. 12 pp. 513-522.
- 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.
- 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.
- Rasmuson, A., Eriksson, J.C. (1986).* Capillary barriers in covers for mine tailing dumps. National Swedish Environmental Protection Board, rapport no 3307, Stockholm.
- 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.
- Stumm, W., Morgan, J.J. (1981).* Aquatic Chemistry, 2^e edition, John Wiley and Sons, New York (N.Y.).
- 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.

Les références d'en haut ont été dactylographiés par moi. Les références d'en bas c'est le fichier envoyé avec les autres fichiers.

AACHIB, M. (1987). Déplacement isotherme de deux fluides miscibles dans un milieu poreux saturé, effets de densité et de viscosité, critère de stabilité. Thèse de Doctorat de l'Université de Strasbourg, France.

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, Computational Transport Phenomena*, Ed. Ouazar & Brebbia, 5, 161-174.

AACHIB, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1993). Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide - Un état de la question. Rapport EPM/RT-93/32, École Polytechnique de Montréal.

AACHIB, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1994). A laboratory investigation of milling wastes properties used to build cover systems in column tests. Proc. of the Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conf. and the Third Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA, Bureau of Mines Special Pub. SP 06B-94, 2, 128-137.

ABEELE, W.V. (1984). Hydraulic testing of crushed Bandelier Tuff. Report no. LA-10037-MS. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, New Mexico.

ABEELE, W.V. (1986). The influence of bentonite on the permeability of sandy silts. *Nuclear and Chemical Waste Management*, 6, 81-88.

ABEELE, W.V., WHEELER, M.L. et BURTON, B.W. (1981). Geohydrology of Bandelier Tuff. Report No. LA-8962-MS. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, New Mexico.

ADAMS, L.M., LIPSCOMB, J.R. (1980). Evaluation of mine seals constructed in 1967 at Elkins, Randolph County, WV, U.S. Bureau of Mines, rapport n° 8852.

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.*, 28, 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, 64-73

AMYOT, G., VÉZINA, S. (1996). L'inondation : solution efficace au drainage minier acide du parc Solbec. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier, NEDEM, 2, 67-87.

ANON. (1987). Le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation du minerai. Environnement Canada, SPE 2/MM/3.

ANON. (1989). Trase system I. Moisture measurement for agriculture and the earth sciences by time domain reflectometry. Operating Instructions.

ANON. (1990). Acid Mine Drainage : Designing for Closure. Proc. GAC/MAC Joint Annual Meeting, Bitech Pub.

ANON. (1991). Compte rendu, 2^{ème} Conf. Int. sur la Réduction des Eaux de Drainage Acides, Montréal.

ANON. (1994). Proc. 3rd Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage. Pittsburgh, PA, USDI, Bureau of Mines Special Publication SP 06D-94.

APPELO, C.A.J. et POSTMA, D. (1993). Geochemistry groundwater and pollution. A.A. Balkema Publishers.

ARKESTEYN, G.J.M.W. (1980). Pyrite oxidation in acid sulphate soils: the role of microorganisms. Plant and Soil, 54, 119-134.

ARYA, L.M., PARIS, J.F. (1981). A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data. Soil Sci. Soc. Am. J., 45, 1023-1030.

ASTARITA, G. (1967). Mass transfer with chemical reaction. Elsevier Publishing Company.

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., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B., RICARD, J-F., TREMBLAY, L. (1995). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport final, Projet CDT P1622.

AUBERTIN, M., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B. (1996). Recouvrements multicouches avec effets de barrière capillaire pour contrôler le drainage minier acide: études en laboratoire et in situ. Exemples majeurs et récents en géotechnique de l'environnement, Presses de l'ENPC, Paris, 181-199.

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.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BARBERA, J-M., CHAPUIS, R.P., MONZON, M., AACHIB, M. (1997). Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate

covers built with clean tailings. Paper prepared for the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage (4th ICARD), Vancouver, B.C. (à paraître).

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.

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, 3, 1-22.

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B., AACHIB, M. (1992). 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) ; (#2, 1992b); (#3, 1992c).

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B., AACHIB, M. (1993). Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le DMA. Symposium International Géologie et Confinement des Déchets Toxiques, Géoconfiné'93, Arnould, Barrès & Côme (eds.), Balkema, 299-308.

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, 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.*, 24, 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.

BARBAGALLO, Y.C., TRIANO, S. (1993). High-tech landfill caps. *Civil engineering, ASCE*, 63, 66-68.

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.*, 27, 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.

BERNIER, L.R. (1996a). Détermination des paramètres cristallographiques de la jarosite formée dans les résidus miniers Solbec-Cupra utilisés en colonnes. Rapport interne, École Polytechnique de Montréal.

BERNIER, L.R. (1996b). Étude des variations géochimiques dans les résidus miniers Solbec-Cupra utilisés en colonnes d'essais. Rapport interne, École Polytechnique de Montréal.

BONAPARTE, R. (Ed.) (1990). Waste Containment Systems: Construction, Regulation and Performance. ASCE Geotechnical Special Pub. no. 26.

BOUCHENTOUF, A. (1996). Modélisation de l'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé : cas d'une barrière de recouvrement. Mémoire de Maîtrise (M.SC.A), Dépt. Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.

BOWDERS, Jr., J.J., GABR, M., A., BOURY, E.M., BAKER, R.C. (1994). Engineering evaluation of amended fly ash for hydraulic barriers. Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, 2, 226-233.

BOWLES, J.E. (1984). Physical and Geotechnical Properties of Soil. McGraw-Hill.

BROMAN, P.G., HAGLUND, P., MATTSSON, E. (1991). Use of sludge for sealing purpose in dry covers. Development and field experiences. Proc. 2nd Int. Conference on the Abatement of acidic drainage, 1, 505-514.

BROOKS, R.H., COREY, A.T. (1964). Hydraulic properties of porous media. Hydrology Paper No.3, Colorado State Univ., Fort Collins, Colorado.

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.

BUCEK, M.F., EMEL, J.L., PTRUS, C.A., SCHAD, J.A. (1976). Evaluation of the environmental effectiveness of close down procedures - Eastern Underground Coal Mines, Proceedings 6th Symposium on Coal Mine Drainage Research, Louisville (KY), 285-289.

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, 251-257.

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.

CALDWELL, J.A., HOBBS, B.T. (1987). Environmental geotechnology and tailings reclamation. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, ASCE, 362-376.

CARSEL, R.F., PARRISH, R.S. (1988). Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resour. Res.*, 24, 755-769.

CARSLAW, H.S., JAEGER, J.C. (1959). *Conduction of heat in solids*. Oxford University Press, London.

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-Occidentale.

CARUCCIO, F.T., GEIDEL, G. (1984). Induced alkaline recharge zones to mitigate acidic seeps. *Proceedings 1984 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), 43-47.

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), 437-443.

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, 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, 9-15.

CHAPUIS, R.P. (1990a). Sand-bentonite liners : field control methods. *Canadian Geotechnical Journal*, 27, 2, 216-223.

CHAPUIS, R.P. (1990b). Sand-bentonite liners : predicting permeability from laboratory tests. *Canadian Geotechnical Journal*, 27, 1, 47-57.

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, 3, 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, 349-358.

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, Chapuis & Aubertin (Éds.), 245-252.

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, 1-10.

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.

CHEN, P.K., KESHIAN, B.JR., GUROS, F.B. (1988). Settlement of uranium mill tailings. Hydraulic Fill Structures, ASCE, 227-253.

CHIU, T.-F., SHACKELFORD, C.D. (1994). Practical aspects of capillary barrier effect for landfills. 70th International Madison Waste Conference, Dep. Of Engineering Professional Development, University of Wisconsin-Madison, 357-375.

CMA (California Mining Association) (1992). Mine Waste Management. Hutchison, I.P.G. et Ellison, R.D. (Editors), 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, Royal Institute of Technology, Suède.

COLLIN, M., RASMUSON, A. (1990). Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Acid mine drainage : designing for closure. GAC-MAC Annual Meeting, may, 311-333.

COREY, A.T. (1954). The interrelation between gas and oil relative permeabilities. Producer's Monthly No. 1, 19, 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, Department 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*, 21, 349-362.

CSIRO (1990). Pyelab TDR system - Users guide, Version 2.70.

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*, 11, 314-324.,

DANIEL, D.E., ESTORNELL, P.M. (1990). Compilation of information on alternative barriers for cover and cover systems, EPA/600/2-91/002.

DANIEL, D.E., RICHARDSON, G.N. (1995). The role of geomembranes and geosynthetic clay liners in landfill covers. *Geotechnical Fabrics Report*, January/February'95, 44-49.

D'APPOLONIA, D.J. (1980). Soil-bentonite slurry trench cutoffs. *ASCE Journal of the Geotechnical Engineering Division*, 106, 399-417.

DAVÉ, N.K. et VIVYURKA, A.J. (1994). Water cover on acid generating uranium tailings - Laboratory and field studies. Proc. 3rd Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage. Pittsburgh, PA, USDI, Bureau of Mines Special Publication SP 06D-94, 297-306.

DAVIS, J.L. ET CHUDOBIK, W.J. (1975). In-situ meter for measuring relative permittivity of soils. *Geological Survey of Canada Paper 75-1A*, 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, 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*, 10, 314-322.

DYE, R.F., DALLAVALLE, J.M. (1958). Diffusion of gases in porous media. *Ind. Eng. Chem.*, 50, 1195-1200.

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*, 389-397.

DIRKSEN, S., DASBERG, C. (1993). Improved calibration of time domain reflectometry soil water content measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 660-667.

DUBROVSKY, N.M., CHERRY, J.A., REARDON, E.J. et VIVYURKA, A.J. (1984). Geochemical evolution of pyritic tailings in Elliot Lake uranium district. *Can. Geotech. J.*, 22, 110-128.

EGER, P., LAPAKKO, K. (1981). The leaching and reclamation of low grade mineralized stockpiles. *Proceedings 1981 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), 157-165.

EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1991). *Design and Construction of RCRA/CERCLA Final Covers*. EPA/625/4-91/025.

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.

FEASBY, G., JONES, R.K. (1994). Résultats de l'atelier sur la réhabilitation des sites miniers. Toronto, mars'94, rapport publié par CANMET.

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, 7-34.

FLEGG, P.B. (1953). The effect of aggregation on diffusion of gases and vapors through soils. *J. Sci. Food Agric.*, 4, 104-108.

FLÜHLER, J. (1973) (dans COLLIN, M. 1987). Sauerstoffdiffusion im Boden. *Mitteilungen der Schweizerische Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 49, 125-250.

FRÉCHETTE, R.J. (1994). Construction of access ramps and reclamation covers upon tailings impoundment surfaces. *Tailings & Mine Waste'94*, A.A. Balkema, 195-204.

FREDLUND, D.G., RAHARDJO, H. (1993). *Soil Mechanics for Unsaturated Soils*. John-Wiley and Sons, New York.

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). Abandonment of acid generating mine tailings. Proc. 7th PanAm Conf. Soil Mech. and Found. Engng, 2, 613-626.

GARRELS, R.M., CHRIST, C.L. (1965). Solutions, minerals, and equilibria. Harper and Row, New York.

GEIDEL, G., CARUCCIO, F.T. (1982). Acid drainage response to surface limestone layers. Proceedings 1982 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), 403-406.

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), 122-131

GARZON, M., LEGUY, M.C. (1993). New method of tire landfill protection against fire. Proc. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering, Yong et al. (eds.), 1, 909-916.

GIGNAC, C. (1996). Qualité des effluents des sites miniers acides après restauration. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier, NEDEM, 2, 285-296.

GILLHAM, R.W., ROBIN, M.J.L., DYTNYSHYN, D.J., JOHNSTON, H.M. (1984). Diffusion of nonreactive and reactive solute through fine-grained barrier materials. Can. Geotech. J., 21, 541-550.

GOLDER ASSOCIATES (1996). The engineering and construction of soil covers. Document presented by F.W. Firlotte at the MEND Workshop on Dry Cover Technologies for Acid Mine Drainage, Sudbury (Ontario).

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., 15, 1633-1635.

HALBERT, B.E., SCHARER, J.M., KNAPP, R.A., GORBER, D.M. (1983). Determination of acid generation rates in pyritic mine tailings. Proceedings 56th annual conference of the water pollution control federation, Atlanta, Georgia.

HAMMACK, R.W., WATZLAF, G.R. (1990). The effect of oxygen on pyrite oxidation. In Proceedings, 1990 Mining and Reclamation Conference and Exhibition, Charleston, W.V., 257-264.

HARRIES, J.R., RITCHIE, A.I.M. (1985). The impact of rehabilitation measures on the physiochemical conditions within mine wastes undergoing pyritic oxidation. International Symposium on Biohydrometallurgy, Vancouver.

HARRIES, J.R., RITCHIE, A.I.M. (1990). Australian Experience in Controlling Acid Generation in Mine Waste Rock Dumps. In *Acide Mine Drainage : Designing for Closure*. GAC-MAC Annual Meeting, 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.*, 41, 285-294.

HERRMANN, J.G. (1980). Water infiltration control to achieve mine water pollution control - the dents run watershed demonstration project. EPA-600/PS7-80-128, Cincinnati (Ohio).

HILLEL, D. (1971). *Soil and water: physical principles and processes*. Academic Press, NY.

HILLEL, D. (1980). *Applications of Soil Physics*, Academic Press, New York, NY.

HINKLE, K.R. (1984). Reclamation of toxic mine waste utilizing sewage sludge: Contrary creek demonstration project. Addendum report, EPA-600/S2-84-016, Cincinnati (Ohio).

HUTCHISON, I.P., ELLISON, R.D. (eds.) (1992). *Mine Waste Management*. California Mining Association.

JACOBSEN, O.H., SCHJONNING, P. (1993). A laboratory calibration of time domain reflectometry for soil water measurement including effects of bulk density and texture. *J. Hydrol.*, 151, 159-172.

JAYNES, D.B., ROGOWSKI, A.S., PIONKE, H.B. (1984). Acid Mine Drainage from Reclaimed Coal Strip Mines 1. Model Description. *Water Resources Research*, 20, 233-242.

JEFFERY, J.J., LOWSON, R.T., SARBUTT, J.V., BOWDLER, R.J. (1988). Sulphide oxidation in pyritic overburden. A controlled leach column study. The 3d Int. Mine Water Congress. Melbourne, Australia, 157-164.

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.

JELLYCK, G.J., SCHNABEL, R.R. (1986). Evaluation of a field method for determining the gas diffusion coefficient in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, 18-23.

JONES, C.E., WONG, J.Y. (1994). Shotcrete as a cementitious cover for acid generating waste rock piles. *Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh*, 2, 104-121.

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.*, 63, 37-43.

KESHIAN, B.JR., RAGER, R.E. (1988). Geotechnical properties of hydraulically placed uranium mill tailings. *Hydraulic Fill Structures, ASCE*, 227-253.

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*, 300-304.

KNIGHT, J.H. (1992). Sensitivity of time domain reflectometry measurements to lateral variations in soil water content. *Water Resour. Res.*, 28, 9, 2345-2352.

KOERNER, R.M. (1984). *Construction and Geotechnical Methods in Foundation Engineering*. McGraw-Hill.

KOERNER, R.M. (1994). *Designing with geosynthetics*. 3rd Edition, Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.

KOERNER, R.M., HALSE, Y.H., LORD, A.E. (1990). Long-term durability and aging of geomembranes. *Waste containment systems : Construction, regulation and performance, ASCE, Geotech. Spec. Pub.*, 26, 106-134.

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.

KOOL, J.B., VAN GENUCHTEN, M. TH. (1991). *HYDRUS : One-dimensional variably saturated flow and transport model, including hysteresis and root water uptake*. U.S. Salinity Lab., USDA-ARS, Riverside, California.

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.*, 40, 3-6.

LAMBE, T.W., WHITMAN, R.V. (1979). *Soil Mechanics, SI Version*. John Wiley and Sons, New York.

LANDVA, A., KNOWLES, G.D. (Eds.) (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 *Acide Mine Drainage : Designing for Closure*. GAC-MAC Annual Meeting, 273-283.

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*.

L'ECUYER, M., CHAPUIS, R.P., AUBERTIN, M. (1992). Field and laboratory investigations of hydraulic conductivity of acid producing mine tailings. *Proc. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering*. Yong, Hadjinicolaou & Mohamed (Eds.), 213-220.

LEMON, E.R., ERICKSON, A.E. (1952). The measurement of oxygen diffusion in the soil with a platinum microelectrode. *Soil Sci. Soc. Proc.*, 160-163.

LOOK, B.G., REEVES, I.N. (1992). The Application of time domain reflectometry in geotechnical instrumentation. *Geotechnical Testing Journal*, GTJODJ, 15, 3, 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*, Chapuis & Aubertin (Éds.), 193-200.

LUCKNER, L., VAN GENUCHTEN, M.Th., NIELSEN, D.R. (1989). A consistent set of parametric models for the two-phase flow of immiscible fluids in the subsurface. *Water Resour. Res.*, 25, 2187-2193.

LUSARDI, P.J., ERICKSON, P.M. (1985). Assessment and reclamation of an abandoned acid-producing strip mine in Northern Clarion County. Pennsylvania, *Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), 313-321.

LUTTON, R.J. (1987). Design, construction and maintenance of cover systems for hazardous waste - an engineering guidance document. Report EPA/600/52-87/039.

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, 103-117.

MAGNUSSON, M., RASMUSON, A. (1983) (dans SRK, 1991). Transportberäkningar på vittringsforloppet i gruvavfall, The National Swedish Environmental Protection Board, rapport SNV PM 1689.

MALTBY, V., EPPSTEIN, L.K. (1994). A field-scale study of the use of paper industry sludges as hydraulic barriers in landfill cover systems. Hydraulic conductivity and waste contaminant transport in soil, Daniel, D.E., Trautwein, S.J. (eds.), ASTM, STP 1142, 546-558.

MARCOTTE, R. (1994). Inventaire, classification et coûts de restauration des sites miniers du Québec. Ministère des ressources naturelles du Québec.

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, 97-114.

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, 99-114.

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., 2, 610-625.

MARSHALL, T.J. (1959). The diffusion of gases through porous media. J. Soil Sci., 10, 79-82.

MARTIN, J.P., BROWNING, J.S., SUSAVIDGE, M.A. (1990). Hydrocarbon waste stabilized with a cement clay matrix. Construction, Regulation and Performance. Bonaparte (ed.), ASCE, GSP, 26, 1123-1136.

McKEON, 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.

McMULLEN, J., FIRLOTTE, R., KNAPP, R., AUBERTIN, M. (1997). Les terrains aurifères site closure and rehabilitation : conceptual to construction. 29th Annual CMP Operators Conference, CIM-CMP, 273-292.

MILLER, E.E., GARDNER, W.H. (1962). Water infiltration into stratified soil. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 26, 115-118.

MILLER, S.D. (1979). Chemistry of a pyrite strip-mine spoil. Ph.D. dissertation, Yale University, New Haven, CT.

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*, 130, 100-102.

MILLINGTON, R.J., QUIRK, J.P. (1961). Permeability of porous solids. *Faraday Soc. Trans.*, 57, 1200-1206.

MILLINGTON, R.J., SHEARER, R.C. (1971). Diffusion in aggregated porous media. *Soil Science*, 111, 372-378.

MITCHELL, D.G., McLEAN, M.A., GATES, T.E. (1990). Stability of lined slopes at landfills and surface impoundments. Project summary, EPA/600/52-89/057.

MITTAL, H., MORGENSTERN, N.R. (1976). Seepage control in tailings dams. *Can. Geotech. J.*, 13, 277-293.

MOFFITT, L.R. (1964). Time domain reflectometry - Theory and applications. *Eng. Des. News*, 38-44.

MOREL-SEYTOUX, H.J. (1992). The capillary barrier effect at the interface of two soil layers with some contrast in properties. HYDROWAR Report 92.4, Hydrology Days Publications, 57 Shelby Lane, Atherton, CA 94027-3926, 109.

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.*, 10, 514-520.

MUALEM, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.*, 12, 513-522.

MUALEM, Y. (1986). Hydraulic conductivity of unsaturated soils: Prediction and formulas. Klute, A. (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods. Agron. Monogr. 9 (2nd ed.)*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, 799-823.

MUSY, A., SOUTTER, M. (1991). *Physique du sol*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne.

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.*, 55, 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., 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, 443-460.

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, 26, 1-8.

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, 37-56.

NORTON, P.J. (ed.) (1990). Acid mine water in pyritic environments. Proc. Lisboa 90 Int. Symp., Int. J. Mine Water, IMWA, Special Issues, 9, 1-4.

OAKLEY, R.E. (1987). Design and performance of earth-lined containment systems. Geotechnical Practice for Waste Disposal, ASCE, 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., 100, 251-261.

PARLANGE, J.Y. (1976). Capillary hysteresis and relationship between drying and wetting curves. Water Resour. Res., 12, 224-228.

PATTERSON, R.J. (1987). Environmental and reclamation measures at Equity Silver Mines Ltd., Proc. Acid Mine Drainage Seminary/Workshops, Halifax, N.S., Environment Canada, 457-477.

PATTERSON, D.E. ET SMITH, M.W. (1985). Unfrozen water content in saline soils : results using time domain reflectometry. Canadian Geotechnical Journal, 22, 95-101.

PENMAN, H.L. (1940). Gas and vapor movements in the soil : II. The diffusion of carbon dioxide through porous solids. J. Agric. Sci., 30, 570-581.

PERKINS, T.K., JOHNSTON, O.C. (1963). A review of diffusion and dispersion in porous media. Journal of the Society of Petroleum Engineers, 17, 70-83.

PERRY, E.F. (1985). Overburden analysis: An evaluation of methods. Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), 369-375.

PFANNKUCH, H.O. (1963). Contribution à l'étude des déplacements de fluides miscibles dans un milieu poreux. Rev. Inst. Fr. Petrol., n° 2, 18, 215-270.

PHILIP, J.R. (1957). The theory of infiltration : Effect of water depth over soil. Soil Sci., 85, 278-286.

PHILIP, J.R. (1969). Theory of infiltration. Advan. Hydroscience, 5, 216-296.

PIERCE, W.G., BELZILE, N., WISEMAN, M.E., WINTERHALDER, K. (1994). Composted organic wastes as anaerobic reducing covers for long term abandonment of acid-generating tailings, Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, 2, 148-157.

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, 137-158.

RASMUSON, 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), 1316-1320.

REARDON, E.J., MODDLE, P.M. (1985). Gas diffusion coefficient measurements on uranium mill tailings : implications to cover layer design. Uranium, 2, 111-131.

REIBLE, D.D., SHAIR, F.H. (1982). A technique for the measurement of gaseous diffusion in porous media. Journal of Soil Science, 33, 165-174.

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.

RICARD, J.F. (1994). Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

RICCA, V.T., SHUTZ, R.R. (1979). Acid Mine Drainage Modelling of Surface Mining. Proceedings 1st International Mine Drainage Symposium, 651-670.

RITCEY, G.M. (1989). Tailings management, problems and solutions in the mining industry. Elsevier.

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, 1, 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.

ROBINSON, D.A., BELL, J.P., BATCHELOR, C.H. (1994). Influence of iron minerals on the determination of soil water content using dielectric techniques. Journal of Hydrology, 161, 169-180.

ROLLIN, A.L., MLYNAREK, J., LAFLEUR, J., ZANESCU, A. (1992). The investigation of a seven year old HDPE geomembrane used in a landfill. Sardinia'91, 3rd Int. Landfill Symp., 1, 667-678.

ROWE, R.K. (1987). Pollutant transport through barriers. Proceedings of Geotechnical Practice for Waste Disposal'87/GT Div. ASCE/Ann Arbor, MI, 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, 15, 108-118.

RUMER, R.R., RYAN, M.E. (1995). Containment technologies for environmental remediation applications. Report prepared for Dupont Corporation Remediation Group, by New York State Center for Hazardous Waste Management, Buffalo (to be published).

SAARELA, J. (1994). Design and construction of landfill cover. Report of Technical Committee on Environmental Control (TCS). Proc. First International Congress on Environmental Geotechnics, 987-991.

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 CONSULTING LTD. (1994). Evaluation of alternate dry covers for the inhibition of acid mine drainage from tailings. Final report, MEND project 2.20.1, CANMET.

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.

SHACKELFORD, C.D. (1991). Laboratory diffusion testing for waste disposal. A review. *J. Contam. Hydrol.*, 7, 177-217.

SHACKELFORD, C.D., DANIEL, D.E. (1991). Diffusion in saturated soil, I. Background, *Am. Soc. Civ. Eng., Geotech. Eng.*, 117(3).

SHAKOOR, A., SCHMIDT, M.L. (1989). Lime sludge stabilization of sand for capping sanitary landfills. *Bull. AEG*, 26, 227-239.

SHELHORN, M.A., Sobek, A.A., Rastogi, V. (1985). Results from field applications of controlled release bactericides on toxic mine waste. Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Lexington (KY), 357-360.

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*, Chapuis & Aubertin (Éds.), 417-423.

SILVER, M. (1986). Analytical techniques - A research on the abatement of bacterial acid generation in pyritic tailings, CANMET Report 86-3E.

SKALING, W. (1992). TRASE : a product history. *SSSA Spec. Publ. (Soil Sci. Soc. Am.)*, 30, 187-207.

SMITH, G.N. (1990). Elements of soil mechanics. 6th edition, BSP Professional Books, Oxford.

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. (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.

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.

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.*, 5, 1053-1063.

SRK (1987). The Technology of Uranium Mill Tailings Disposal. Rapport 58903 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 (Steffen Robertson and Kirsten (B.C.) Inc.) (1986). The technology of uranium tailings covers. Report 58901, DSS report 15SQ.23241-5-1709, Énergie, Mines et Ressources, 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. B.C. AMD Task Force, Document traduit par le Centre de Recherches Minérales (MER), 1.

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, 93-102.

STRACHEN, C. (1994). Covering tailings - Some theoretical and practical aspects. *Tailings & Mine Waste '94*, A.A. Balkema, 189-192.

STRACHEN, C., OLENICK, C. (1994). Design and construction of the closure plan for the conquista uranium mill tailings impoundment. *Proc. First Int. Cong. Environmental Geotechnics*, Edmonton, 915-920.

STREETER, V.L., WYLIE, E.B. (1981). *Fluid mechanics*. First SI metric edition, McGraw-Hill Ryerson Limited, Toronto.

STUART, D.M., JOHN, J.J., THERESA, A.D. (1994). Developments in predicting and management of acid forming mine wastes in Australia and Southeast Asia. *Proc. 3rd Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage*. Pittsburgh, PA, USDI, Bureau of Mines Special Publication SP 06D-94, 177-184.

STUMM, W., MORGAN, J.J. (1981). *Aquatic Chemistry*. 2^e édition, John Wiley and Sons, New York (NY).

TAYLOR, S.A. (1949). Oxygen diffusion in porous media as a measure of soil aeration. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 14, 55-61.

TEKTRONIX 1989. Tektronix 1502C metallic time domain reflectometer. Operator Manual.

THONY, J.L. (1970). Étude expérimentale des phénomènes d'hystérésis dans les écoulements en milieux poreux non saturés. Thèse de Docteur-Ingénieur, Université de Grenoble.

TOPP, G.C. (1971). Soil-water hysteresis: the domain theory extended to pore interaction conditions. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 35, 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*, 1, 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*, 16, 3, 574-582.

TREMBLAY, L. (1995). Étude du transport de l'oxygène dans des matériaux poreux partiellement saturé. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

TREMBLAY, R.L. (1993). Étude de l'efficacité d'une barrière humide construite à partir de résidus forestiers : le projet East Sullivan. NEDEM'93. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. *Val d'or*, 123-142.

TROEH, F.R., JABERO, J.D., KIRKHAM, D. (1982). Gaseous diffusion equations for porous materials. *Geoderma*, 27, 239-253.

USBM (1982). Molybdenum Removal from Concentrator Wastewater. U.S. Bureau of Mines Report of Investigations 8686.

USBM (1985). Control of Acid Mine Drainage. U.S. Bureau of Mines Information Circular 9027, 1985.

VACHAUD, G., THONY, J.L. (1971). Hysteresis during infiltration and redistribution in a soil column at different initial water contents. *Water Resour. Res.*, 7, 111-127.

VAN BAVEL, C.H.M. (1952). Gaseous diffusion and porosity in porous media. *Soil Sci.*, 73, 91-104.

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*, 17, 1093-1103.

VAN GENUCHTEN, M.TH. (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*, 191-214.

VAN GENUCHTEN, M. TH. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 892-898.

VAN GENUCHTEN, M. TH. (1987). A numerical model for water and solute movement in and below the root zone. Unpub. Research Report, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.

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.

VAUCLIN, M. (1984). Infiltration in unsaturated soils. *NATO ASI Series, Fundamentals of Transport Phenomena in Porous Media*, Bear & Corapcioglu (eds.), 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*, n° 5-6, 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*, 507-536.

VICK, S.G. (1983). *Planning, Design, and Analysis of Tailings Dams*. John Wiley & sons.

WAGENET, R.J. (1983). Principles of salt movement in soil. *Chemical Mobility and Reactivity in Soil Systems, SSSA Spec. Publ. No. 11*, 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.

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.

WHITE, W.W., TRUJILLO, E.M., LIN, C.K. (1994). Chemical predictive modeling of acid mine drainage from waste rock: model development and comparison of modeled output to experimental data. Proc. 3rd Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage. Pittsburgh, PA, USDI, Bureau of Mines Special Publication SP 06D-94, pp. 157-166.

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.

WÖSTEN, J.H.M., VAN GENUCHTEN, M.Th. (1988). Using texture and other soil properties to predict the unsaturated soil hydraulic functions. Soil Sci. Soc. Am. J., 52, 1762-1770.

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., 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, 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, 1, 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).

YANFUL, E.K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, 119, no. 8, 1207-1228.

YONG, R.N., MOHAMED, A.M.O., WARKENTIN, B.P. (1992). Principles of contaminant transport in soils. Developments in Geotechnical Engineering, 73, Elsevier.

YOUNGS, E. G. (1960). The drainage of liquids from porous materials. *J. Geophys. Res.*, 65, 4025-4030.

ZASLAVSKY, D. (1964). Theory of unsaturated flow into a non-uniform soil profile. *Soil Sci.*, 97, 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*, 25, 11, 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, 1-25.