

Titre: Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux: Essais en colonne et simulations numériques
Title:

Auteur: Géraldine Cosset
Author:

Date: 2009

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Cosset, G. (2009). Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux: Essais en colonne et simulations numériques [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/230/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/230/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Michel Aubertin
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

**COMPORTEMENT HYDROGÉOLOGIQUE D'UNE COUVERTURE
MONOCOUCHE SUR DES RÉSIDUS MINIERS SULFUREUX : ESSAIS EN
COLONNE ET SIMULATIONS NUMÉRIQUES**

GÉRALDINE COSSET

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUES ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE MINÉRAL)

DÉCEMBRE 2009

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

COMPORTEMENT HYDROGÉOLOGIQUE D'UNE COUVERTURE MONOCOUCHE SUR
DES RÉSIDUS MINIERS SULFUREUX : ESSAIS EN COLONNE ET SIMULATIONS
NUMÉRIQUES

présenté par : COSSET Géraldine

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

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

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph.D., président

M. AUBERTIN Michel, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. MBONIMPA Mamert, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur de recherche M. Aubertin qui m'a dirigé durant ce projet. Sa grande disponibilité et son suivi constant m'ont beaucoup aidé tout au long du déroulement du projet.

Je tiens également à remercier la Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion de rejets miniers pour le support financier fourni au cours de ce projet.

J'aimerais remercier l'équipe technique du laboratoire de l'école Polytechnique, sans laquelle le projet ne se saurait pas aussi bien déroulé : Noura El-Harrek, Nicolas Pépin, Étienne Bélanger et Antonio Gatien.

Je remercie également le personnel de l'UQAT, en particulier Nil Gaudet et Mathieu Villeneuve, pour leur aide apportée lors des analyses et des travaux de terrain.

Je remercie mon équipe de travail, Thomas Pabst et Lilian Saavedra, et tous les membres de la Chaire CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers. Un merci particulier à mon ami Vincent Martin pour l'aide apportée à mon projet et à mon moral de façon plus générale.

Merci à mes parents, mes sœurs Virginie et Valérie et finalement Dominique.

RÉSUMÉ

Le principal problème environnemental auquel fait face l'industrie minière découle de l'entreposage en surface des rejets miniers contenant des minéraux sulfureux. Au contact de l'air et de l'eau, ces minéraux sulfureux s'oxydent et engendrent la formation d'eaux acides appelées drainage minier acide (DMA). Ces eaux acides présentent des pH faibles ($\text{pH} \leq 3$) et souvent de fortes concentrations en sulfates et en métaux lourds. Pour répondre aux normes environnementales actuelles, les compagnies minières doivent empêcher ou du moins réduire la formation de DMA. Afin d'inhiber les processus géochimiques menant à la formation du DMA, on doit exclure un des éléments constitutifs des réactions d'oxydation, soit l'eau ou l'oxygène. En climat humide, les principales méthodes de prévention du DMA sont les barrières à l'oxygène tel que : les recouvrements en eau et les couvertures à effets de barrière capillaire (CEBC). Une méthode alternative au recouvrement en eau est l'utilisation de la méthode de la nappe phréatique surélevée appliquée conjointement avec un recouvrement monocouche qui sert alors de barrière à l'évaporation. Relativement peu de travaux ont été réalisés sur la méthode de la nappe surélevée et sur l'utilisation du recouvrement monocouche pour des situations réelles de terrain.

Ce projet a pour but d'étudier le comportement d'un recouvrement monocouche mis en place sur un parc à résidus miniers qui comporte aussi une nappe surélevée (du moins sur une partie du site). On vise notamment à évaluer l'impact de certains facteurs sur la capacité du recouvrement à agir comme barrière à l'évaporation ou à l'oxygène. L'étude est basée en partie sur certaines des caractéristiques du site minier Selbaie situé au nord ouest du Québec qui a été restauré à l'aide d'un recouvrement monocouche. Les rejets et le sol de recouvrement utilisés pour procéder aux essais de caractérisation et au montage des colonnes ont été prélevés sur ce site.

La caractérisation des propriétés hydrogéologiques des résidus et du sol a été réalisée en laboratoire afin de déterminer la courbe granulométrique des matériaux, la densité relative des grains, le poids unitaire optimal Proctor, la composition minéralogique, la conductivité hydraulique saturée, la courbe de rétention d'eau, le coefficient de diffusion et le coefficient du taux de réaction à l'oxygène. Les résultats expérimentaux obtenus pour la conductivité hydraulique saturée, la courbe de rétention d'eau et le coefficient de diffusion se comparent bien aux valeurs obtenues avec divers modèles prédictifs (présentés dans le mémoire). Une campagne

de travaux de terrain a été menée pour aider à compléter la caractérisation du comportement hydrogéologique. Les travaux incluent la mesure des niveaux piézométriques et des teneurs en eau près de la surface du parc à résidus miniers. Des échantillons additionnels de sol ont aussi été prélevés afin d'évaluer l'hétérogénéité du matériau de recouvrement.

Quatre colonnes ont été montées avec les matériaux (résidus et moraine) préalablement caractérisés pour servir de modèle physique au système rejets-recouvrement. Deux grandes colonnes constituées d'une couche de résidus (1.7 m) recouverte d'une couche de moraine (30 cm) servent à évaluer le comportement hydrogéologique du système. Deux petites colonnes constituées d'une couche de rejets (50 cm), sans recouvrement, servent à caractériser le comportement géochimique des résidus exposés. Elles sont instrumentées à l'aide de sondes permettant de suivre la teneur en eau et la charge de pression dans les rejets et le recouvrement. Les résultats des cinq premiers cycles de mouillage-drainage sur les colonnes sont présentés dans ce mémoire. Les cycles de mouillage-drainage sont toujours en cours et les résultats seront présentés ailleurs. Les résultats de la caractérisation et des cycles de mouillage-drainage en colonne sont utilisés pour construire un modèle numérique avec le logiciel SEEP/W (Geoslope international, 2007) qui simule la réponse du système rejets-recouvrement.

Le modèle numérique permet d'évaluer l'effet de trois facteurs sur le comportement du système, soit l'épaisseur du recouvrement monocouche, les propriétés hydriques du recouvrement et la profondeur de la nappe phréatique dans les rejets. En tout, 13 cas ont été simulés. Les résultats des simulations montrent que l'épaisseur du recouvrement n'a pas d'effet significatif sur la teneur en eau des rejets et engendre un effet mineur sur le comportement du recouvrement. Les propriétés hydriques du recouvrement ont peu d'impact sur le comportement des rejets mais ils peuvent produire un impact significatif sur celui du recouvrement. Par exemple, lorsque le matériau a une granulométrie plus fine, il présente une plus faible conductivité hydraulique saturée et une plus grande capacité de rétention capillaire, ce qui lui permet de conserver un degré de saturation plus élevé. À l'opposé, lorsque formé d'un matériau grossier, le recouvrement tend à se désaturer rapidement. La profondeur de la nappe dans les rejets a un impact mineur sur le comportement du recouvrement monocouche (pour les conditions évaluées ici), mais l'effet peut toutefois être très marqué sur la teneur en eau dans les rejets. En présence d'une nappe profonde, les rejets se désaturent naturellement alors qu'avec une nappe suffisamment élevée, ils peuvent

rester saturés. Ces résultats montrent que pour les conditions analysées ici, la profondeur de la nappe dans les rejets et les propriétés hydriques du recouvrement ont une influence majeure sur la capacité du recouvrement à agir comme barrière à l'évaporation ou à l'oxygène.

À partir de ces résultats, on peut émettre quelques recommandations concernant l'utilisation d'un recouvrement monocouche appliqué sur un parc à résidus miniers sulfureux. Lorsque la nappe phréatique est peu profonde dans le parc à résidus, les rejets peuvent rester saturés. Le recouvrement monocouche doit alors permettre de contrôler l'évaporation en surface. Il devrait être fait d'un matériau grossier qui se désature même en présence d'une nappe élevée. À l'inverse, lorsque la nappe phréatique est profonde dans le parc à résidus, les rejets tendent à se désaturer naturellement et le recouvrement devrait alors servir à bloquer le flux d'oxygène vers les rejets. Dans ce cas, il devrait comporter une couche de matériau fin qui peut être conservé quasi saturé grâce à la formation d'un bris capillaire lorsque placée sur des matériaux plus grossiers.

ABSTRACT

One of the main environmental problems facing the mining industry results from the surface storage of reactive tailings. Such tailings result from the milling process, where the extracted ore is crushed and treated to concentrate selected minerals and metals. When in contact with water and air, sulphide minerals contained in the tailings can oxidise and generate acid mine drainage (AMD). These acidic waters have a low pH (< 3) and may contain high concentrations in dissolved sulphates and metals. To meet environmental regulations, mining companies need to prevent or at least reduce AMD production. The oxidation reactions can be controlled by excluding one of the constitutive components of the reactions, i.e. water or oxygen. The main methods used under humid climates to prevent AMD formation are oxygen barrier such as water covers and covers with capillary barrier effects (CCBE). An alternative method is the use of the elevated water table technique applied in conjunction with a monolayer cover. To date however, relatively little work has been done on this technique for practical situations.

This project aims at studying the behaviour of a monolayer cover implemented with an elevated water table on reactive tailings. The investigation includes the evaluation of the effect of various parameters on the capacity of the cover to act as an oxygen barrier or as an evaporation barrier, depending on the position of the water table. The study is loosely based on some of the characteristics of the Selbaie mine site situated in the north-west of Québec. This tailings impoundment has been partly reclaimed with a monolayer cover. The tailings and the cover material used in the laboratory column tests conducted here were collected from this site.

The characterisation of the tailings and cover properties was done in the laboratory to determine their grain size distribution, relative density, optimum Proctor unit weight, saturated hydraulic conductivity, water retention curve, oxygen diffusion and reaction coefficients, and mineralogical composition. The results indicate that the values obtained for the saturated hydraulic conductivity (k_{sat}), water retention curve (WRC), and diffusion coefficient (D_e) are comparable to estimated values calculated from predictive models.

A field work campaign was also conducted to assess some aspects of the *in situ* hydrogeological behaviour in terms of water table position and water content, and to collect additional samples of the cover material (till) to evaluate its heterogeneity.

Four columns were built in the laboratory with the characterised materials, to create physical models of the tailings-cover system. Two tall columns made of tailings (1.7 m) covered with a layer of till (30 cm) are used to investigate the hydrogeological behaviour of the system. Two small columns made of a single layer of tailings (left uncovered) are mainly used to characterize the geochemical behaviour of exposed tailings. The columns are instrumented with probes to monitor the water content and the pressure in the tailings and cover. The results obtained after the first five cycles of wetting-drainage, are presented in the Thesis; the experiments are ongoing, and the remainder of the results will be presented elsewhere.

The experimental results are used to create a numerical model of the tailings-cover system with the commercial finite element code SEEP/W (GeoSlope Inc.), which serves to broaden the scope of the study to encompass some additional key parameters. More specifically, the numerical model is used to evaluate the effect of three factors on the behaviour of the system: the thickness of the cover, the hydrogeological properties of the cover material, and the water table depth in the tailings. Thirteen cases were simulated and are presented in the Thesis. The simulation results show that the thickness of the cover has no impact on the water content of the tailings and only a minor impact on that of the cover. The hydrogeological properties of the cover material have little impact on the response of the tailings below the cover (for the conditions considered in the model), but they have a significant effect on the cover behaviour. For instance, when the cover is made of a fine-grained material, it shows a significant capillary retention that keeps it highly saturated, even in the presence of a relatively deep water table. On the other hand, when made of a coarse-grained material, the cover tends to desaturate rapidly, even when the water table is shallow. The depth of the water table in the tailings has a minor impact on the behaviour of the monolayer cover (made of the reference material), but it has a strong influence on the water content of the tailings. In the presence of a deep water table, the tailings tend to desaturate naturally, whereas they can be kept highly saturated up to the surface with a shallow water table. Thus, the hydrogeological properties of the monolayer cover and the depth of the water table are two factors that have a major impact on the cover's ability to act as an evaporation barrier (for a very low water content) or as an oxygen barrier (for a high water content).

Based on these results, a few recommendations are formulated on the use of a monolayer cover implemented in conjunction with an elevated water table. When the water table is shallow in the

impoundment, the tailings can be kept highly saturated. The monolayer cover should then serve to reduce evaporation, and must thus be made of a coarse-grained material that desaturates easily and rapidly. When the water table is deep, the tailings desaturate naturally and the cover should serve to block the oxygen flux towards the tailings. The cover should then be made of a fine-grained material layer, placed on a coarser material layer; the former can be kept highly saturated, even in the presence of a deep water table, due to the formation of a capillary break.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XV
LISTE DES FIGURES.....	XVIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXVIII
LISTES DES ANNEXES.....	XXXIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Le drainage minier acide	2
1.1.1 Formation du DMA.....	2
1.2 Prévention et contrôle du DMA	5
1.3 Description du projet de recherche et contenu du mémoire.....	8
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	11
2.1 Propriétés hydrogéologiques et écoulements en milieu poreux	11
2.1.1 Écoulement de l'eau en milieu poreux saturé	11
2.1.2 Écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé	13
2.1.3 La courbe de rétention d'eau.....	17
2.1.4 La fonction de perméabilité.....	20
2.2 Modèles de prédiction	21
2.2.1 Conductivité hydraulique saturée.....	21
2.2.2 Courbe de rétention d'eau	23

2.2.3	Estimation de la fonction de perméabilité $k(\psi)$	26
2.3	Transport de l'oxygène en milieu non-saturé.....	27
2.3.1	Transport de l'oxygène et diffusion	27
2.3.2	Coefficient du taux de réaction des minéraux sulfureux.....	32
2.3.3	Equation de Collin.....	32
2.3.4	Évaluation du flux d'oxygène	34
2.4	Méthodes de prédiction du DMA.....	38
2.4.1	Essais statiques	38
2.4.2	Essais cinétiques.....	42
2.5	Solutions de restauration des parcs à résidus miniers	44
2.5.1	Recouvrements en eau.....	44
2.5.2	Technique de la nappe surélevée.....	46
2.5.3	Recouvrement monocouche	51
2.6	Modélisations numériques.....	53
2.6.1	Simulations avec SEEP/W 2007	54
2.6.2	POLLUTE	56
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE.....		58
3.1	Site à l'étude.....	58
3.2	Prélèvements et préparation des échantillons.....	59
3.3	Caractérisation des propriétés des matériaux	60
3.3.1	Analyses granulométriques	60
3.3.2	Densité relative des grains.....	61
3.3.3	Essais de compactage	62
3.3.4	Essais de consolidation.....	62

3.3.5	Essais de perméabilité	63
3.3.6	Détermination de la courbe de rétention d'eau	65
3.3.7	Essais de consommation et de diffusion de l'oxygène.....	66
3.3.8	Analyses minéralogiques et chimiques	69
3.4	Montage et instrumentation des colonnes	69
3.4.1	Petites colonnes	70
3.4.2	Grandes colonnes	73
3.5	Cycles de mouillage et de drainage.....	79
3.6	Travaux de terrain	81
3.6.1	Prise de mesures	81
3.6.2	Essais de consommation d'oxygène.....	82
3.6.3	Échantillonnage.....	83
3.7	Modélisations numériques.....	84
CHAPITRE 4 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS		85
4.1	Propriétés hydrogéotechniques des matériaux	85
4.1.1	Analyses granulométriques et densité relative des grains	85
4.1.2	Essais Proctor	88
4.1.3	Paramètres de consolidation.....	88
4.1.4	Analyses minéralogiques.....	89
4.1.5	Mesures au LECO	91
4.1.6	Analyses chimiques.....	92
4.1.7	Essais de perméabilité	94
4.1.8	Courbes de rétention d'eau.....	96
4.1.9	Courbes de conductivité hydraulique non-saturée	99

4.2	Essais cinétiques en grandes colonnes	101
4.2.1	Caractéristiques lors du montage	101
4.2.2	Écoulement de l'eau dans les grandes colonnes.....	102
4.3	Essais cinétiques en petites colonnes	113
4.3.1	Caractéristiques au montage.....	113
4.3.1	Caractéristiques des écoulements dans les petites colonnes	114
4.4	Essais de diffusion et de consommation de l'oxygène.....	119
4.4.1	Essais de diffusion.....	119
4.5	Résultats des essais de terrain	127
4.5.1	Données in situ	127
4.5.2	Caractérisation de la couverture	134
4.5.3	Dernières remarques.....	136
CHAPITRE 5 ANALYSE DES RÉSULTATS ET DISCUSSION.....		138
5.1	Mise au point du modèle numérique	139
5.1.1	Description du modèle de départ.....	139
5.1.2	Simulations avec les propriétés initiales	143
5.1.3	Ajustement des propriétés des matériaux	148
5.1.4	Simulations avec les propriétés ajustées	151
5.1.5	Débits de sortie.....	154
5.2	Simulations de l'effet des paramètres d'influence	156
5.2.1	Description du modèle utilisé.....	157
5.2.2	Influence de l'épaisseur de la couverture de moraine : Cas 1 et 2	159
5.2.3	Influence des propriétés du recouvrement : Cas 3, 4, 5 et 6	161
5.2.4	Influence de la profondeur de la nappe : Cas 7 à 13	169

5.3	Remarques finales	176
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....		179
6.1	Conclusion.....	179
6.2	Recommandations	182
BIBLIOGRAPHIE		184
ANNEXES		203

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 : Résumé des principales caractéristiques du logiciel SEEP/W (adapté de Bussière, 1999 ; Bussière et al., 2003; GEO-SLOPE, 2007)	55
Tableau 3-1 : Caractéristiques de la petite colonne S1P	72
Tableau 3-2 : Caractéristiques de la petite colonne S2P	72
Tableau 3-3 : Hauteurs h et diamètres D des quatre sections constituant les grandes colonnes pour S1G et S2G	74
Tableau 3-4 : Caractéristiques des matériaux à la fin de la période de montage de la colonne de S1G	76
Tableau 3-5 : Caractéristiques des matériaux à la fin de la période de montage de la colonne S2G	76
Tableau 4-1 : Caractéristiques moyennes des fuseaux granulométriques des trois matériaux	87
Tableau 4-2: Densité relative moyenne des grains solides pour les matériaux à l'étude	87
Tableau 4-3 : Résultats des essais Proctor pour les rejets matériaux	88
Tableau 4-4 : Coefficients de consolidation et de recompression calculés pour chaque couche pour les rejets S1 et S2	89
Tableau 4-5 : Analyses minéralogiques au DRX des trois matériaux étudiés (% poids)	90
Tableau 4-6 : Résultats des analyses au LECO réalisées sur des échantillons de rejets S1, S2 et de moraine	91
Tableau 4-7 : Calculs du PA, PAS, PNC, PNN et du ratio PNC/PAS à partir des essais statiques basés sur les valeurs de concentration en sulfure obtenues au DRX (tableau 4.5)	93
Tableau 4-8 : Calculs du PA, PAS, PNC, PNN et du ratio PNC/PAS à partir des concentrations en carbone et en soufre obtenues au LECO	93
Tableau 4-9 : Résultats des essais de perméabilité réalisés en cellule triaxial pour les rejets S1 et S2 ainsi que pour la moraine	94

Tableau 4-10 : Conductivités hydrauliques saturées mesurées et prédites pour les trois matériaux étudiés.....	95
Tableau 4-11 : Paramètres des courbes de rétention d'eau	99
Tableau 4-12 : Caractéristiques de la colonne de S1G au montage	102
Tableau 4-13 : Caractéristiques de la colonne S2G au montage.....	102
Tableau 4-14 : Durée de la période d'essai et débits totaux pour les 5 premiers cycles.....	104
Tableau 4-15 : Caractéristiques au montage de la petite colonne S1P.....	114
Tableau 4-16 : Caractéristiques au montage de la petite colonne S2P.....	114
Tableau 4-17 : Succions appliquées à la base des petites colonnes S1P et S2P	114
Tableau 4-18 : Débits entrants et sortants pour les petites colonnes S1P et S2P	115
Tableau 4-19 : Principaux paramètres des essais de diffusion réalisés sur la moraine	120
Tableau 4-20 : Principaux paramètres des essais de diffusion réalisés sur les rejets S1.....	121
Tableau 4-21 : Principaux paramètres des essais de diffusion réalisés sur les rejets S2.....	122
Tableau 4-22 : Caractéristiques des essais de consommation réalisés sur les rejets S1 et paramètres déduits des analyses avec POLLUTE.....	125
Tableau 4-23 : Caractéristiques des essais de consommation réalisés sur les rejets S2 et paramètres déduits des analyses avec POLLUTE.....	126
Tableau 4-24 : Profondeurs du niveau piézométrique par rapport à la surface du parc à résidus mesurées en 2007 et en 2008; la valeur de θ donnée par une sonde TDR au sommet du parc en 2008.....	129
Tableau 4-25 : Valeurs mesurées aux stations d'échantillonnage sur le parc à résidus de la mine Selbaie. La position des stations 1 à 10 est montrée à la figure 4.40.....	133
Tableau 4-26 : Propriétés (moyennes, maximales et minimales) du fuseau granulométrique des échantillons de moraine	135

Tableau 4-27 : Densité relative moyenne, maximale et minimale des échantillons de moraine.....	135
Tableau 5-1 : Valeurs initiales et finales des propriétés hydrogéologiques des rejets et de la moraine.....	149
Tableau 5-2 : Comparaison entre les conductivités hydrauliques du modèle, celles prédites par le modèle de Kozeny-Carman et par le modèle de Kozeny Carman modifié.....	149
Tableau 5-3 : Débits sortants totaux pour les essais en colonnes et selon les modèles numériques	154
Tableau 5-4 : Description des différents cas modélisés	156
Tableau 5-5 : Degrés de saturation moyens et teneurs en eau réduites dans la couverture de moraine après 56 jours de drainage, degrés de saturation des rejets à l'interface avec la moraine et coefficients de diffusion moyens du recouvrement pour les deux épaisseurs de monocouche étudiées	161
Tableau 5-6: Propriétés géotechniques de base pour les 4 cas étudiés	162
Tableau 5-7 : Degrés de saturation moyens et teneurs en eau réduites après 56 jours de drainage dans la couverture de moraine, degrés de saturation des rejets à l'interface avec la moraine et coefficients de diffusion moyens au travers du recouvrement pour les quatre granulométries étudiées	168
Tableau 5-8 : Degrés de saturation moyens et teneurs en eau réduites après 56 jours de drainage dans la couverture de moraine, degrés de saturation des rejets à l'interface avec la moraine et coefficients de diffusion moyens au travers du recouvrement pour les cinq profondeurs de nappe étudiées pour S1G	175

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1 : Eaux de drainage minier acide observées à l’effluent du site minier Aldermac (a) et zone d’épanchement du parc à résidus (b).....	2
Figure 1-2 : Schéma présentant les phases et équations de formation du DMA en fonction du temps et du pH de l’eau (d’après Kleinman et al, 1981, et tiré de Aubertin et al., 2002).....	3
Figure 1-3 : Cinq couches qui composent une couverture à effets de barrière capillaire (tiré de Aubertin et al. 1995).....	8
Figure 2-1 : Représentation graphique du bilan des débits spécifiques selon x pour un volume élémentaire de sol (adapté de Hillel, 1998; tiré de Bussière, 1999).....	14
Figure 2-2 : Angle de contact entre le fluide et la surface du solide(a); Principe de rétention capillaire dans un tube (b) (adapté de Marinho et al., 2008).....	18
Figure 2-3 : Courbes de rétention d’eau typiques pour un silt et un sable (adapté de Aubertin et al., 1995).....	19
Figure 2-4 : Courbes de conductivité hydraulique non-saturée typiques d’un silt et d’un sable (adapté de Aubertin et al., 1995).....	20
Figure 2-5 : Comparaison entre la courbe de prédiction du coefficient de diffusion effectif obtenu à l’aide du modèle d’Aachib et al. (2004) et des mesures obtenues en laboratoire (tiré de Gosselin, 2007).....	32
Figure 2-6 : Schéma des paramètres physiques pris en compte dans le modèle du noyau de réaction (adapté de Davis and Ritchie, 1986)	33
Figure 2-7 : Montage utilisé pour l’essai de consommation d’oxygène sur le terrain dans le cas d’une CEBC pour les essais à courte durée (a) et pour les essais à longue durée (b) (tiré de Dagenais, 2005).	37
Figure 2-8: Graphique permettant de prédire le potentiel de génération d’acide d’un matériau à partir des relations entre le <i>PN</i> et le <i>PA</i> (Adam et al., 1997).....	41

Figure 2-9 : Exemples d'essais en colonne avec des points d'échantillonnage et des niveaux d'eau variables (adapté de SRK, 1991; tirée de Aubertin et al., 2000a)	43
Figure 2-10 : Éléments influençant l'efficacité d'un recouvrement en eau (inspiré de Li et al., 1997; tiré de Aubertin et al., 2002)	45
Figure 2-11 : Présentation schématisée de la méthode de la nappe surélevée avec un recouvrement monocouche pour contrôler la production de DMA (Aubertin et al., 1999).....	47
Figure 2-12 : Profils de teneur en eau et de pression dans un parc à résidus au dessus et au dessous du niveau de la nappe phréatique à l'état stationnaire (adapté de MEND, 1996).....	48
Figure 3-1 : Vue aérienne du site Selbaie après fermeture avec sa halde à stériles, son parc à résidus et sa fosse à ciel ouvert (Caron et al., 2005)	59
Figure 3-2: Montage d'une cellule Tempe avec l'échantillon placé dans un anneau de métal entre deux plaques de céramique (tiré de Martin, 2003).....	66
Figure 3-3 : Photo de la cellule de diffusion à 2 réservoirs qui permet de déterminer le taux de réactivité et la diffusivité de l'oxygène au sein des résidus (tiré de Gosselin, 2005).....	67
Figure 3-4 : Photo de la cellule de consommation à un réservoir utilisée pour déterminer le taux de réactivité des résidus (tiré de Gosselin, 2005).....	68
Figure 3-5 : Colonnes en consolidation (a) ; Montage et instrumentation finale des colonnes avec au sommet une sonde TDR (1) et au centre un tensiomètre (2) (b).....	71
Figure 3-6 : Schéma des colonnes et position des appareils de mesure pour les petites colonnes S1P et de S2P.....	72
Figure 3-7 : Photos d'une section d'une grande colonne montrant l'appareil de consolidation avec le bras de levier, le chargement, la plaque, le géotextile et la tige.	74
Figure 3-8 : Exemple de courbe du déplacement pour la première couche de S1G en fonction du temps en fonction du temps (a) et du chargement (b).....	75

Figure 3-9 Exemple de courbe du déplacement pour la première couche de S2G en fonction du temps en fonction du temps (a) et du chargement (b).....	75
Figure 3-10 : Schéma des colonnes et position des appareils de mesures pour les grandes colonnes de S1G et S2G.....	77
Figure 3-11 : Photos des colonnes instrumentées 1- sondes ECH ₂ O ; 2- tensiomètres ; 3- TDR ; 4- points de prélèvements (a); Colonnes enrobées de papier d'aluminium installées au laboratoire (b)	79
Figure 3-12 : Plan du parc à résidus avec la position des piézomètres (indiqués par PO-xx-xx et xx) et des stations d'équipements (T1-T10).....	82
Figure 3-13 : Photos d'un tube fermé utilisé pour un essai de consommation sur le terrain (a) ; vue de profil de la configuration souhaitée pour un essai de consommation au travers de la moraine	83
Figure 4-1 : Courbes granulométriques moyennes pour les trois matériaux étudiés (Moraine, Rejets S1 et S2)	86
Figure 4-2 : Relation $e-\log(\sigma')$ durant la phase de consolidation des rejets S1 (a) et S2 (b) pour les 3 couches	89
Figure 4-3 : Comparaison des valeurs de conductivité hydraulique saturée mesurées au laboratoire et prédites à l'aide des modèles de KC et de KCM (rejets S1 (a), rejets S2 (b) et Moraine (c)).....	96
Figure 4-4 : CRE obtenues par mesures expérimentales en cellules Tempe, lissées avec le logiciel RETC, et prédites avec le modèle de Kovács modifié (MK) et l'AEV calculé selon l'équation 2.31 pour les rejets S1.....	97
Figure 4-5 : CRE obtenues par mesures expérimentales en cellules Tempe, lissées avec le logiciel RETC, et prédites avec le modèle de Kovács modifié (MK) et l'AEV calculé selon l'équation 2.31 pour les rejets S2.....	97

Figure 4-6 : CRE obtenues par mesures expérimentales en cellules Tempe, lissées avec le logiciel RETC et prédites avec le modèle de Kovács modifié (MK) et l'AEV calculé selon l'équation 2.31 pour la moraine	98
Figure 4-7 : CRE prédites avec le modèle MK (a) et courbe de conductivité hydraulique non-saturée obtenue avec le modèle de Mualem-van Genuchten (b) pour les rejets S1 ($e=0,54$)	100
Figure 4-8 : CRE prédites avec le modèle MK (a) et courbe de conductivité hydraulique non-saturée obtenue avec le modèle de Mualem-van Genuchten (b) pour les rejets S2 ($e=0,54$)	100
Figure 4-9 : CRE prédites avec le modèle MK (a) et courbe de conductivité hydraulique non-saturée obtenue avec le modèle de Mualem-van Genuchten (b) pour la moraine ($e=0,43$)	101
Figure 4-10 : Débits sortants pour les 5 premiers cycles de drainage sur S1G	103
Figure 4-11 : Débits sortants pour les 5 premiers cycles de draiange sur S2G	103
Figure 4-12 : Degrés de saturation S_r mesurés par les trois sondes TDR durant le cycle 1 pour la colonne S1G	105
Figure 4-13 : Degrés de saturation selon les trois sondes TDR durant les 5 cycles pour la colonne S1G	106
Figure 4-14 : Degrés de saturation des trois sondes TDR	107
Figure 4-15 : Degrés de saturation selon les trois sondes TDR durant les 5 cycles pour la colonne S2G	108
Figure 4-16 : Degrés de saturation en fonction du temps donnés par la sonde ECH ₂ O et par la sonde TDR dans la couche de moraine pour la colonne S1G	109
Figure 4-17 : Degrés de saturation en fonction du temps donnés par la sonde ECH ₂ O et par la sonde TDR supérieur dans la couche de moraine pour la colonne S2G	109
Figure 4-18 : Valeurs des charges de pression mesurées par les trois tensiomètres au cours du premier cycle sur S1G	110

Figure 4-19 : Valeurs des charges de pression mesurées par les trois tensiomètres au cours des 5 cycles de S1G.....	111
Figure 4-20 : Valeurs des charges de pression mesurées par les trois tensiomètres au cours du premier cycle sur la colonne S2G	112
Figure 4-21 : Valeurs des charges de pression mesurées par les trois tensiomètres au cours des 5 cycles sur la colonne S2G.....	112
Figure 4-22 : Évolution du pH durant les cycles de drainage-mouillage pour les grandes colonnes S1G et S2G.....	113
Figure 4-23 : Débits sortants pour les 5 premiers cycles de la colonne S1P.....	115
Figure 4-24 : Débits sortants pour les 5 premiers cycles de la colonne S2P.....	115
Figure 4-25 : Degrés de saturation en fonction du temps pour les 5 cycles, au sommet de la colonne S1P.....	116
Figure 4-26 : Degrés de saturation en fonction du temps pour les 5 cycles, au sommet de la colonne S2P.....	116
Figure 4-27 : Valeurs des charges de pression mesurées en fonction du temps pour les 5 cycles de S1P.....	117
Figure 4-28 : Valeurs des charges de pression mesurées en fonction du temps pour les 5 cycles de S2P.....	117
Figure 4-29 : Teneur en eau en fonction de la succion pour les 5 cycles (S1P) et CRE prédite à partir des paramètres de la cellule Tempe	118
Figure 4-30 : Teneur en eau en fonction de la succion pour les 5 cycles (S2P) et CRE prédite à partir des paramètres de la cellule Tempe	118
Figure 4-31 : Évolution du pH du lixiviat récolté au cours des cycles de drainage pour les petites colonnes S1P et S2P	118
Figure 4-32 : Essai de consommation de l'oxygène et interprétation à l'aide du logiciel POLLUTE pour un échantillon de moraine avec $e=0,61$ et $Sr =48 \%$; courbe grise :	

solution initiale, courbe verte : solution finale; points rouges et bleus : résultats de laboratoire. (voir tableau 4.20 essai 1)	120
Figure 4-33 : Résultats des mesures et courbe de prédiction du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène D_e obtenus pour la moraine (n=0,3)	121
Figure 4-34 : Résultats de mesures et courbe de prédiction du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène D_e obtenus pour les rejets S1 (n=0,44).....	122
Figure 4-35 : Résultats de laboratoire et courbe de prédiction du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène D_e obtenus pour les rejets S2 (n=0,375).....	123
Figure 4-36 : Mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation sur les rejets S1 et ajustements obtenus à l'aide du logiciel POLLUTE (le temps de demi-vie $t_{1/2}^*$ introduit dans le logiciel est donné en année).....	124
Figure 4-37 : Représentation graphique des valeurs expérimentales de K_r (normalisées selon la prédiction) en fonction de S_r , ainsi que les résultats prédits pour les rejets S1	125
Figure 4-38 : Mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation pour les rejets S2 et ajustements obtenus à l'aide du logiciel POLLUTE (le temps de demi-vie $t_{1/2}^*$ introduit dans le logiciel est donné en année)	126
Figure 4-39 : Représentation graphique des valeurs expérimentales de K_r (normalisées selon la prédiction) en fonction de S_r , ainsi que les résultats prédits pour S2.....	127
Figure 4-40 : Carte du parc à résidus miniers de Selbaie ; Tx: stations de mesures; xx et P0-xx-xx piézomètres.	128
Figure 4-41 : Vue aérienne du parc à résidus de Selbaie (Caron et al., 2005)	128
Figure 4-42 : a) Teneurs en eau volumique mesurées en surface dans la couverture de moraine et aux stations d'échantillonnage selon la profondeur de la nappe phréatique (mesurée par rapport à la surface du parc) b) normalisées pour la profondeur de la nappe au point	130

Figure 4-43: Carte du parc à résidus miniers du site Selbaie avec points de mesures de la teneur en eau volumique de la moraine en surface du parc. Les valeurs montrées ont été mesurées avec un appareil TDR.	131
Figure 4-44 : Comparaison entre les valeurs de succion et de teneur en eau obtenues sur le terrain et les CRE prédites avec le modèle de MK sur les rejets (a) et la moraine (b).....	132
Figure 4-45 : Teneur en eau volumique en fonction de la profondeur aux stations d'échantillonnage en juin 2007 (a) et 2008 (b)	132
Figure 4-46 : Comparaison entre la teneur en eau volumique mesurée dans la moraine à 10 cm sous la surface et celle mesurée à 1 m de profondeur aux stations instrumentées (juin 2008).....	134
Figure 4-47 : Courbes granulométriques des 33 échantillons de moraine prélevés en 2008	135
Figure 4-48 : Courbes granulométriques des échantillons de moraine prélevés sur le terrain et courbe granulométrique moyenne de la moraine utilisée pour les essais en colonne.	136
Figure 5-1 : Caractéristiques de base du modèle numérique (SEEP/W) utilisé pour simuler les cycles de mouillage-drainage réalisés lors des essais en colonnes	140
Figure 5-2 : Courbe de conductivité hydraulique du matériau fictif.....	143
Figure 5-3 : Courbe de rétention d'eau du matériau fictif.....	143
Figure 5-4 : Courbes de rétention d'eau de la moraine et des rejets S1 pour la colonne S1G	144
Figure 5-5 : Courbes de conductivité hydraulique de la moraine et des rejets S1 pour la colonne S1G	144
Figure 5-6 : Courbes de rétention d'eau de la moraine et des rejets S2 pour la colonne S2G	144
Figure 5-7 : Courbes de conductivité hydraulique de la moraine et des rejets S2 pour la colonne S2G	144
Figure 5-8 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le premier cycle de la colonne S1G obtenues avec SEEP/W (lignes), et valeurs mesurées dans les colonnes (points); pas de temps donnés en jour	145

Figure 5-9 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le second cycle de la colonne S1G obtenues avec SEEP/W (lignes), et valeurs mesurées dans les colonnes (points); pas de temps donnés en jour	146
Figure 5-10 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le premier cycle de la colonne S2G obtenues avec SEEP/W (lignes), et valeurs mesurées dans les colonnes (points); pas de temps donnés en jour	147
Figure 5-11 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le second cycle de la colonne S2G obtenues avec SEEP/W (lignes), et valeurs mesurées dans les colonnes (points); pas de temps donnés en jour	147
Figure 5-12 : Comparaison entre la conductivité hydraulique saturée initiale, finale (ajustée) et les valeurs prédites par KCM et KC pour les rejets S1 (a) et pour la moraine (b) de la colonne S1G.....	150
Figure 5-13 : Comparaison entre la conductivité hydraulique saturée initiale, finale (ajustée) et les valeurs prédites par KCM et KC pour les rejets S2 (a) et pour la moraine (b) de la colonne S2G.....	150
Figure 5-14 : Courbes de rétention d'eau de la moraine et des rejets S1 ajustées	151
Figure 5-15 : Courbes de conductivité hydraulique non saturée de la moraine et des rejets S1 ajustées	151
Figure 5-16 : Courbes de rétention d'eau des rejets S2 et de la moraine ajustées	151
Figure 5-17 : Courbes de conductivité hydraulique non saturée des rejets S2 de la moraine ajustées	151
Figure 5-18 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le premier cycle dans la colonne S1G simulé avec SEEP/W (lignes) avec les propriétés ajustées, et les valeurs mesurées (points); pas de temps donnés en jour.....	152
Figure 5-19 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le second cycle dans la colonne S1G simulé avec SEEP/W (lignes) avec les propriétés ajustées, et les valeurs mesurées (points); pas de temps donnés en jour.....	152

Figure 5-20 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le premier cycle dans la colonne S2G simulé avec SEEP/W (lignes) avec les propriétés ajustées, et les valeurs mesurées (points); pas de temps donnés en jour.....	153
Figure 5-21 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le second cycle dans la colonne S2G simulé avec SEEP/W (lignes) avec les propriétés ajustées, et les valeurs mesurées (points); pas de temps donnés en jour.....	153
Figure 5-22 : Évolution des débits sortants au cours des 5 cycles de mouillage-drainage pour la colonne S1G (valeurs mesurées et simulées).....	155
Figure 5-23 : Évolution des débits sortants au cours des 5 cycles de mouillage-drainage pour la colonne S2G (valeurs mesurées et simulées).....	155
Figure 5-24 : Modèle utilisé pour simuler diverses conditions typiques du site minier	158
Figure 5-25 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour les cas 1 et 2.....	160
Figure 5-26 : Fuseau granulométrique de la moraine et courbes granulométriques utilisées pour la granulométrie fine et grossière des modélisations (lignes noires) et pour la granulométrie très fine (ligne pointillée rouge).....	162
Figure 5-27 : Courbe de rétention d'eau et de conductivité hydraulique non-saturée de la moraine (cas 3 tableau 5.5)	163
Figure 5-28 : Courbe de rétention d'eau et de conductivité hydraulique non-saturée de la moraine (cas 4 tableau 5.5)	163
Figure 5-29 : Courbe de rétention d'eau et de conductivité hydraulique non-saturée de la moraine (cas 5 tableau 5.5)	164
Figure 5-30 : Courbe de rétention d'eau et de conductivité hydraulique non-saturée de la moraine (Cas 6 tableau 5.5).....	164
Figure 5-31 : Cas 3 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression à divers pas de temps (donnés en jours)	165

Figure 5-32 : Cas 3 : Valeurs de la conductivité hydraulique dans la couverture et les rejets pour divers pas de temps (donnés en jour).....	165
Figure 5-33 : Cas 4 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression à divers pas de temps (donnés en jours)	166
Figure 5-34 : Cas 5 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression à divers pas de temps (donnés en jour).....	166
Figure 5-35 : Cas 6 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour les pas de temps donnés en jour.....	167
Figure 5-36 : Cas 7 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 1 m (pas de temps donnés en jour)	170
Figure 5-37 : Cas 8 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 1,5 m (pas de temps donnés en jours).....	171
Figure 5-38 : Cas 9 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 2 m (pas de temps donnés en jours).....	171
Figure 5-39 : Cas 10 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 2,7 m (pas de temps donnés en jours).....	172
Figure 5-40 : Cas 11 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 5 m (pas de temps donnés en jours).....	172
Figure 5-41 : Cas 12 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 10 m (pas de temps donnés en jours).....	172
Figure 5-42 : Cas 13 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 15 m (pas de temps donnés en jours).....	173
Figure 5-43 : Profils de la conductivité hydraulique dans les rejets et la couverture à différents pas de temps pour la simulation d'un cycle de drainage de 56 jours avec une profondeur de nappe de 15 m (initialement saturé) (cas 13).....	173
Figure 5-44 : Carte présentant le niveau piézométrique et les teneurs en eau volumique à la surface du parc	176

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

<i>A</i>	Aire [L ²]
<i>a</i>	Indice pour designer la phase gazeuse (air)
<i>a_c</i>	Paramètre d'ajustement du modèle de Kovács modifié (MK)
ABA	Acid-Base Accounting
AEV	Pression d'entrée d'air; « Air Entry Value » [ML ⁻¹ T ⁻²]
ASTM	American Society for Testing and Materials
<i>b</i>	Paramètre d'ajustement du modèle de Kovács modifié (MK)
<i>C</i>	Concentration d'oxygène dans les pores [ML ⁻³ ou MolL ⁻³]
<i>C_a</i>	Concentration d'oxygène dans l'air [ML ⁻³ ou MolL ⁻³ ou L ³ L ⁻³]
<i>C_C</i>	Coefficient de courbure
<i>C_c</i>	Coefficient de compression
<i>C_{KC}</i>	Constante adimensionnelle du modèle de Kozeny-Carman (KC)
<i>C_G</i>	Constante adimensionnelle du modèle de Kozeny-Carman modifié (KCM)
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
<i>C₀</i>	Concentration d'oxygène dans l'atmosphère (<i>C</i> ₀ ≅ 20.9%, ou 8,71 moles/m ³ air, ou 276 mg/l)
<i>C_p</i>	Teneur en pyrite (%)
<i>C_r</i>	Coefficient de recompression
CRE	Courbe de rétention d'eau
<i>C_w</i>	Concentration en oxygène dans l'eau [ML ⁻³ ou MolL ⁻³ ou L ³ L ⁻³]
<i>C_ψ</i>	Facteur de correction du modèle MK
<i>C_U</i>	Coefficient d'uniformité [-]
<i>d, D</i>	Diamètre [L]
<i>D*</i>	Coefficient de diffusion apparent [L ² T ⁻¹]
<i>D₂</i>	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans le grain de pyrite [L ² T ⁻¹]
<i>D₁₀</i>	Diamètre correspondant à 10 % de particules passantes [L]
<i>D₃₀</i>	Diamètre correspondant à 30 % de particules passantes [L]
<i>D₅₀</i>	Diamètre correspondant à 50 % de particules passantes [L]
<i>D₆₀</i>	Diamètre correspondant à 60 % de particules passantes [L]
<i>D_{a°}</i>	Coefficient de diffusion libre dans l'air [L ² T ⁻¹]

D_e	Coefficient de diffusion effectif [L^2T^{-1}]
d_{eq}	Diamètre équivalent des pores
D_H	Diamètre effectif équivalent des grains [L]
DMA	Drainage minier acide
D_r	Densité relative des grains solides
D_w	Coefficient apparent de diffusion dans l'eau [L^2T^{-1}]
D_w^o	Coefficient de diffusion libre dans l'eau [L^2T^{-1}]
DRX	Diffraction des rayons X
e	Indice des vides [-]
E_{ff}	Efficacité (%)
F_{O_2}	Flux d'oxygène (ou débit spécifique) [$L^{3-2}T^{-1}$]
$F(z)$	Flux à l'état stationnaire [ML^2T^{-1}]
$F_{O_2}(z,t)$	Flux en régime transitoire [ML^2T^{-1}]
g	Accélération de la pesanteur [LT^{-2}],
h	Charge hydraulique [L]
H	Constante de Henry définie par le rapport $H = C_w/C_a$ à l'équilibre (-)
ΔH	Tassement [L]
h_{co}	Hauteur de remontée capillaire équivalente dans un sol granulaire lors du drainage [L]
h_w	Niveau de la nappe
i, i_x, i_y, i_z	Gradient hydraulique (selon les axes x, y, z) [-]
ICP-AES	Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy
K	Perméabilité intrinsèque du milieu [L^2],
K'	Coefficient du taux de réaction de l'oxygène avec la pyrite (mole O_2/m^2 pyrite / an)
\bar{K}	Tenseur de conductivité hydraulique saturée [LT^{-1}]
k, k_i	Conductivité hydraulique saturée ou coefficient de perméabilité (i=x,y,z) [LT^{-1}]
k_r	Conductivité hydraulique relative [-]
k_s	Conductivité hydraulique saturée [LT^{-1}]
k_s, KC	Conductivité hydraulique saturée calculée avec le modèle de Kozeny-Carman [LT^{-1}]

k_s , <i>KCM</i>	Conductivité hydraulique saturée calculée avec le modèle de Kozeny-Carman modifié [LT^{-1}]
k_u	Fonction de perméabilité effective du milieu non saturé [LT^{-1}]
K_r	Coefficient du taux de réaction de l'oxygène [T^{-1}]
K_r^*	Coefficient apparent du taux de réaction de l'oxygène [T^{-1}]
KC	Modèle de Kozeny Carman
KCM	Modèle de Kozeny Carman Modifié
L	Épaisseur, longueur [L]
l	Paramètre du modèle de Mualem (1976) qui dépend des propriétés du sol et fluide [-]
LL	Limite de liquidité (aussi w_L)
m	Paramètre de distribution des pores dans le modèle de Kovács modifié (MK) [-]
M_a	Masse moléculaire de l'air (28,96 g/mol)
m_v	Paramètre du modèle de van Genuchten ($m_v = 1 - 1/n_v$)
MEND	Mine Environment Neutral Drainage
MK	Modèle de Kovács modifié (MK)
M_p	Masse du pycnomètre plein
MRN	Ministère des Ressources Naturelles
M_s	Masse des solides
M_v	Masse du pycnomètre vide
M_w	Masse moléculaire de l'eau (1,8016 g/mol)
n	Porosité [-]
NEDEM	Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier
n_v	Paramètre du modèle de van Genuchten (-).
P , p	Pression totale [$ML^{-1}T^{-2}$]
p_a	Pression de l'air [$ML^{-1}T^{-2}$]
PA	Potentiel d'acidité (kg $CaCO_3/t$)
PAS	Potentiel d'acidité des sulfures (kg $CaCO_3/t$)
P_{atm}	Pression atmosphérique [$ML^{-1}T^{-2}$] (101325 Pa à 20°C)
P_i	Pression partielle du gaz [$ML^{-1}T^{-2}$]
PN	Potentiel de neutralisation (kg $CaCO_3/t$)

PNN	Potentiel de neutralisation net (kg CaCO ₃ /t)
$P_{NO,d}$	Pourcentage en poids des grains de diamètre supérieur à d
$P_{NO,D}$	Pourcentage en poids des grains de diamètre supérieur à D
p_w	Pression de l'eau [ML ⁻¹ T ⁻²]
Q_{O_2}	Taux de consommation de l'oxygène (modèle du noyau de réaction)
q_x, q_y, q_z	Débit spécifique (dans les directions x, y, z); débit d'eau qui passe à travers une surface unitaire par unité de temps [LT ⁻¹]
q_w	Flux de Darcy de l'eau [L ² T ⁻¹]
R	Constante universelle des gaz (R ≅ 8.31441 J/mol.K)
R_i	Rayon initial de la particule [L]
r_c	Rayon du noyau non oxydé [L]
R_i^m	Taux de réaction [M L ⁻³ T ⁻¹]
S_a	Degré de saturation dû aux forces d'adhésion [-]
S_c	Degré de saturation dû aux forces capillaires [-]
S_g	Saturation en gaz [-]
s_c	Coefficient de solubilité du gaz dans l'eau [ML ⁻³ ou MolL ⁻³ ou L ³ L ⁻³],
S_m	Surface spécifique [ML ²]
S1	Rejet minier Selbaie type 1
S2	Rejet minier Selbaie type 2
S1G	Grandes colonnes avec des rejets miniers S1
S2G	Grandes colonnes avec des rejets miniers S2
S1P	Petites colonnes avec des rejets miniers S1
S2P	Petites colonnes avec des rejets miniers S2
S_r	Degré de saturation en eau [-]
S_{re}	Degré de saturation effectif [-]
S_k	Surface réactive [L ²]
S_s	Coefficient d'emmagasinement (L ⁻¹)
t	Temps [T]
T	Tension de surface eau-air
$t_{1/2}^*$	Temps de demi-vie [T]
T _a	Coefficient de tortuosité dans l'air [-]

T_C	Température en °C
TDR	Time Domain Reflectometry
T_w	Coefficient de tortuosité dans l'eau [-]
u_a	Pression de l'air [$ML^{-2} T^{-2}$]
u_w	Pression de l'eau interstitielle [$ML^{-2} T^{-2}$]
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale de l'Abitibi-Témiscamingue
v	Vitesse d'écoulement [$L T^{-1}$]
V	Volume [L^3]
w	Teneur en eau massique
WEV	Pression d'entrée d'eau; «Water entry value» [$ML^{-1}T^{-2}$]
w_{opt}	Teneur en eau massique optimale (essai Proctor)
z	Position ou profondeur [L]
α	Coefficient de forme, modèle de Kovács modifié (MK)
α_v	Paramètre du modèle de van Genuchten [-]
β	Angle de raccordement
γ_w	Poids volumique de l'eau [$ML^{-2}T^{-2}$] (9,81 kN/m ³ à 20 °C)
$\gamma_{d,max}$	Poids volumique sec maximal (essai Proctor) [$ML^{-2}T^{-2}$]
δ	Coefficient de forme, modèle macroscopique de Mualem
η_w	Viscosité dynamique de l'eau [$ML^{-1}T^{-1}$] (10 ⁻³ Pa s à 20 °C)
χ	Index de la géométrie des pores (-)
μ_a	Viscosité dynamique de la phase gazeuse [$ML^{-1}T^{-1}$]
θ, θ_w	Teneur en eau volumique (L^3L^{-3})
θ_a	Teneur en air volumique (L^3L^{-3})
θ_e	Teneur en eau réduite (L^3L^{-3})
θ_{eq}	Teneur en air équivalente [L^3L^{-3}] (ou porosité équivalente)
θ_s	Teneur en eau volumique saturée ($\theta_s = n \times S_r$; n étant la porosité) (L^3L^{-3})
θ_r	Teneur en eau résiduelle (L^3L^{-3})
ψ	Succion matricielle ([L] ou [$ML^{-1}T^{-2}$])
ψ_a	Pression d'entrée d'air [L] ou [$ML^{-1}T^{-2}$]
ψ_{AEV}	Pression d'entrée d'air [L] ou [$ML^{-1}T^{-2}$]

$\psi_{a,est}$	Pression d'entrée d'air calculée à l'aide du modèle de Kovács modifié (MK) [L] ou [ML ⁻¹ T ⁻²]
ψ_o	Succion à l'état sec [L] ou [ML ⁻¹ T ⁻²]
ψ_n	Succion de normalisation [L] ou [ML ⁻¹ T ⁻²]
ψ_r	Succion résiduelle [L] ou [ML ⁻¹ T ⁻²]
ψ_{wev}	Succion à la pression d'entrée d'eau [L] ou [ML ⁻¹ T ⁻²]
ψ_{90}	Pression exercée à un degré de saturation de 90 % [L] ou [ML ⁻¹ T ⁻²]
ρ_w	Masse volumique de l'eau [ML ⁻³] (999,95 kg/m ³ à 4 °C)
ρ_a	Masse volumique de la phase gazeuse [ML ⁻³]
ρ_o	Masse volumique de l'oxygène [kg/m ³]
ρ_s	Masse volumique des grains [ML ⁻³]
σ	Contrainte totale
σ'	Contrainte effective

LISTES DES ANNEXES

ANNEXE A-Résultats de laboratoire	203
A1-Granulométrie et densité relative	203
ANNEXE B-Calibration des appareils de mesures	204
B1-Sondes TDR	204
B2-Sondes Ech ₂ O	205
B3-Tensiomètres	206
B4-Montage des colonnes	208
ANNEXE C-Modélisations numériques	209
C1-Rejets S1	209
C2-Rejets S2	210

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Les principales activités d'un site minier consistent à extraire, broyer et traiter la roche pour récupérer les minéraux et métaux présentant une valeur commerciale. L'extraction des ressources minérales et leur traitement produisent une grande quantité de rejets solides tels que les roches stériles, les rejets de concentrateur et les boues de traitement des effluents. Les stériles miniers sont faits de matériaux rocheux fragmentés extraits pour accéder à la zone minéralisée et ils sont usuellement empilés en surface dans des haldes. Les résidus miniers, aussi appelés rejets de concentrateur, sont produits lors du traitement minéralurgique du minerai pour récupérer les éléments présentant une valeur commerciale. Une grande partie du minerai traité ne présente aucun intérêt économique et doit donc être retournée sous terre sous forme de remblai ou entreposée en surface dans des parcs à résidus. Finalement, les boues sont issues du traitement chimique des eaux acides provenant de l'ensemble du site minier. Ces boues sont habituellement stockées dans des bassins étanches.

L'entreposage en surface des stériles miniers et des rejets de concentrateur contenant une proportion de minéraux sulfureux engendre, au contact de l'eau et de l'air, une réaction d'oxydation qui mène à la formation d'eaux contaminées appelées drainage minier acide (DMA) (Aubertin et al., 2002).

L'impact du drainage minier acide sur l'environnement peut être observé à la figure 1.1. Ces photos ont été prises sur le site minier Aldermac avant le début des travaux de restauration (juin 2008). On voit la couleur rougeâtre de l'eau qui indique la présence d'oxyde de fer souvent associée à un pH faible et à une forte concentration en métaux lourds. Cette eau acide chargée en métaux et en sulfates peut engendrer un impact important sur la faune et la flore environnante, tel qu'observé sur la figure 1.1b.



Figure 1-1 : Eaux de drainage minier acide observées à l’effluent du site minier Aldermac (a) et zone d’épanchement du parc à résidus (b)

Le DMA est le principal problème environnemental auquel fait face l’exploitation minière (SRK, 1991; Ripley et al., 1996; Morin et Hutt, 1997; EIPPCB, 2003). Depuis mars 1995, une compagnie qui entame des travaux d’exploration ou d’exploitation minière doit soumettre un plan de restauration et déposer une garantie financière qui couvre 70 % des frais de restauration des aires d’entreposage (parc à résidus, halde à stériles). De nombreuses lois et règlements doivent être respectées lors de la mise sur pied du plan de restauration tel que la *Loi sur les Mines*, la *Loi sur la Qualité de l’Environnement* et la Directive 019 du gouvernement du Québec, ainsi que le *Règlement sur les effluents liquides des mines de Métaux* du gouvernement canadien (e.g. Aubertin et al., 2002).

1.1 Le drainage minier acide

1.1.1 Formation du DMA

Le drainage minier acide résulte de l’oxydation de minéraux sulfureux au contact d’eau et d’oxygène. La formation d’eaux acides est un processus naturel que l’on peut observer dans un environnement inaltéré mais qui peut aussi résulter de l’activité humaine. Cette réaction engendre des eaux souvent caractérisées par un pH très bas, une forte concentration en métaux lourds, une grande concentration en solides dissous et en sulfates et une absence relative de matières organiques.

Les principaux minéraux sulfureux à l'origine du DMA sont les sulfures de fer tel que la pyrite (FeS_2) et la pyrrhotite (Fe_{1-x}S). Ces minéraux s'oxydent à l'air libre en présence d'eau pour former de l'acide qui engendre une baisse du pH. À pH faible, les métaux peuvent passer en solution ce qui augmente la toxicité de l'effluent.

Les réactions chimiques qui conduisent à la formation de DMA sont bien connues (e.g. Kleinmann et al., 1981; SRK, 1991; Perkins et al., 1995; Evangelou, 1995; Morin et Hutt, 1997; Aubertin et al., 2002). On utilise généralement les équations d'oxydation de la pyrite pour décrire le processus de formation du DMA.

Il existe deux types d'oxydation de la pyrite : l'oxydation directe et indirecte. La réaction d'oxydation directe survient à pH relativement neutre en présence d'oxygène et d'eau, alors que la réaction d'oxydation indirecte se produit surtout au contact du fer ferrique (Fe^{3+}) à pH faible ($\text{pH} \leq 3,5$).

On observe trois phases dans la formation du DMA tel que présenté à la figure 1.2.

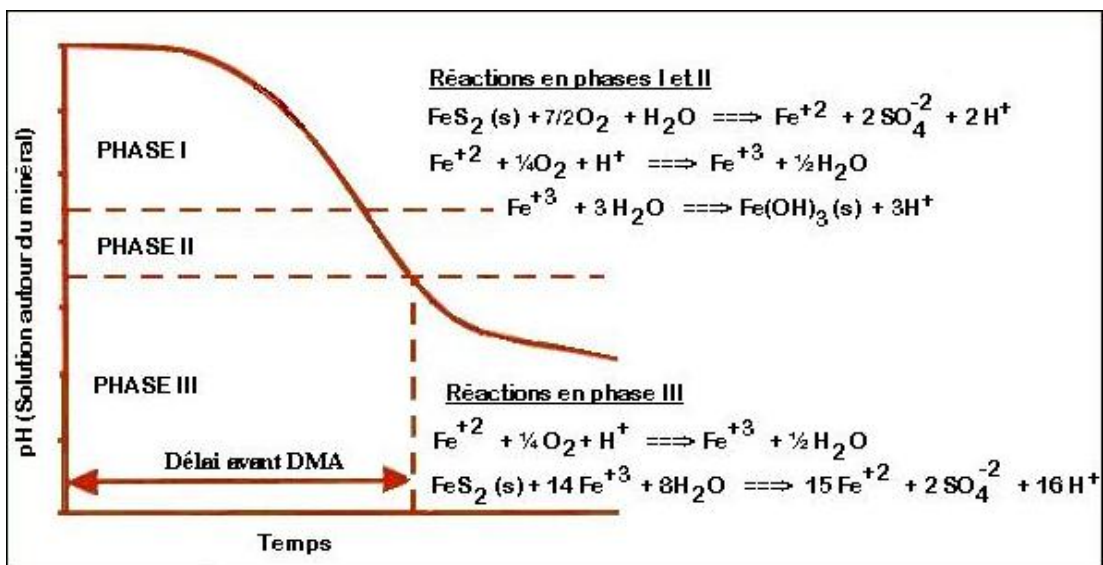
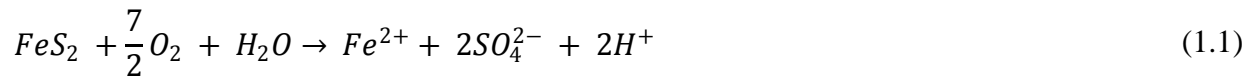
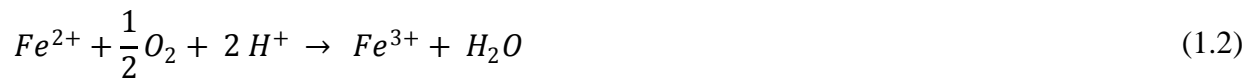


Figure 1-2 : Schéma présentant les phases et équations de formation du DMA en fonction du temps et du pH de l'eau (d'après Kleinman et al, 1981, et tiré de Aubertin et al., 2002)

La première phase de formation du DMA est l'oxydation directe (pH presque neutre). Elle suit l'équation suivante :



La formation de deux moles d'ions H^+ pour une mole de pyrite acidifie le milieu. Durant cette même phase, les ions de fer ferreux (Fe^{2+}) s'oxydent pour former des ions de fer ferrique (Fe^{3+}) :

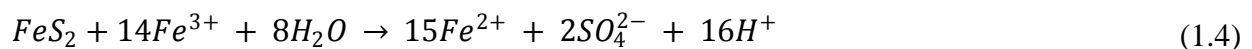


À pH suffisamment élevé ($pH \geq 4.5$), les ions ferreux précipitent sous forme d'hydroxyde ferrique:



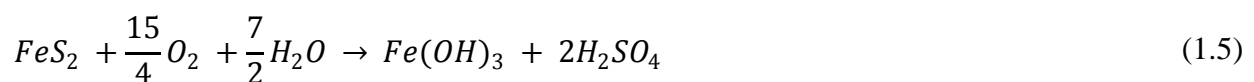
Cette réaction produit trois ions H^+ pour une mole d'ions fer ferrique (Fe^{3+}), ce qui acidifie encore plus le milieu. C'est l'hydroxyde de fer qui donne la couleur ocre caractéristique des sites miniers contenant des composés sulfureux oxydés. S'ensuit une période de transition, qui correspond à la phase 2 de la figure 1.2, durant laquelle le pH diminue progressivement.

Finalement, la phase 3 débute lorsque le pH devient suffisamment faible (pH inférieur à 3.5). La pyrite s'oxyde au contact du fer ferrique en solution :



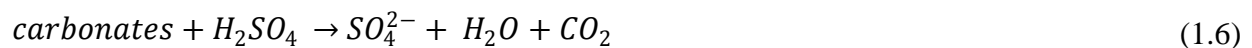
Cette réaction génère 16 moles d'ions H^+ pour une mole de pyrite. On observe donc que la réaction d'oxydation indirecte (équation 1.4) produit beaucoup plus d'acide que la réaction d'oxydation directe.

La génération du DMA peut aussi être résumée par la réaction d'oxydation globale de la pyrite :



La présence de catalyseurs tels que la bactérie *acidithiobacillus ferroxydans* peut accélérer les réactions d'oxydation des minéraux sulfureux et plus particulièrement la transformation du fer ferreux en fer ferrique. Ces bactéries sont surtout actives lorsque le milieu devient acide et elles facilitent les réactions d'oxydation indirectes. Il existerait plusieurs types de bactéries qui peuvent participer à la création de DMA. En présence de ces bactéries, la vitesse de formation du DMA peut augmenter de façon significative (e.g. Morin et Hutt, 1997; Zagury et al., 1997).

La formation de DMA est aussi fonction de la présence (ou de l'absence) de minéraux acidivores. Ces minéraux neutralisent l'acide formé lors des réactions d'oxydation grâce à leur pouvoir tampon. Les principales familles de minéraux neutralisants sont les carbonates, et, dans une moindre mesure, les silicates et les hydroxydes. Pour les carbonates, la neutralisation d'acide est résumée par l'équation suivante (Perkins et al., 1995; Morin et Hutt, 1997):



De nombreux facteurs influencent les vitesses de formation du DMA (SKR,1991), tel que le pH, la température, la quantité d'oxygène présente dans l'air et ainsi le degré de saturation en eau, la présence d'ions Fe^{3+} , l'activité bactérienne, la granulométrie du matériau, le type et la quantité de minéraux sulfureux et la contribution des minéraux neutralisants.

1.2 Prévention et contrôle du DMA

Le DMA est un problème bien connu du domaine minier puisqu'il existe depuis des centaines d'années. Mais ce n'est que dans les années 1980-1990 que des mesures de prévention et de contrôle ont été développées et appliquées à grande échelle. Au Canada, un partenariat de recherche entre les entreprises minières canadiennes, les gouvernements fédéral et provinciaux a été créé en 1986 sous le nom de Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier (NEDEM). Suite à ce programme, de nombreuses techniques de prévention et de contrôle ont été développées et mises en place sur les sites miniers au Québec et ailleurs au pays, afin de répondre aux différentes directives environnementales.

Afin de prévenir la formation du DMA, on doit exclure, ou du moins réduire la disponibilité des éléments à l'origine de la réaction d'oxydation soit l'eau, l'oxygène et les minéraux

sulfureux. Les principales mesures de prévention ou de contrôle qui ont été développées visent à bloquer le passage de l'eau, à exclure l'oxygène, à réduire la teneur en sulfures, à neutraliser les réactions d'oxydation ou à réduire l'activité bactérienne.

Une méthode efficace, en climat humide, pour prévenir la formation de DMA consiste à empêcher le contact entre les rejets sulfureux et l'oxygène à l'aide de barrières à l'oxygène (SRK, 1991; EIPPCB, 2003). Celles-ci peuvent être faites d'eau, de sol, de matériaux synthétiques ou de rejets non générateurs ou désulfurés. L'objectif de ces barrières est de réduire le flux d'oxygène qui atteint les rejets. Ce flux d'oxygène peut être exprimé par la première loi de Fick. Pour un flux vertical stationnaire (selon l'axe z) du haut de la couverture vers le bas, on peut écrire (Bear, 1972; Crank, 1975) :

$$F_{O_2} = -D_e \frac{\partial C(t)}{\partial z} \quad (1.7)$$

où D_e est le coefficient de diffusion de l'oxygène du milieu (m^2/s), $\partial C(t)/\partial z$ est le gradient de concentration d'oxygène ($mol/m^3 \cdot m$) et F_{O_2} le flux engendré par la diffusion ($mol/m^2 \cdot s$). Le signe négatif indique que le flux s'effectue en sens contraire du gradient puisque l'oxygène va de la plus forte concentration vers la plus faible. Les principales solutions de restauration utilisées impliquant le contrôle de F_{O_2} sont présentées dans ce qui suit. Plus de détails sur ces solutions sont donnés dans SRK (1991), Aachib (1997), MEND (1996, 2001, 2004), Aubertin et al. (2002) et Bussière (2007).

La mise en place d'un recouvrement en eau sur un parc à résidus (ennoïement) peut s'avérer une méthode efficace pour limiter l'apport en oxygène. En effet, le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau ($D_w^0 = 2,5 \times 10^{-9} m^2/s$) est beaucoup plus faible que celui dans l'air ($D_a^0 = 1,8 \times 10^{-5} m^2/s$). Ainsi la quantité d'oxygène disponible pour la réaction d'oxydation sera beaucoup réduite (St-Arnaud et Yanful 1993; Li et al., 1997; Samad et Yanful, 2005).

La méthode de la nappe surélevée (ou nappe perchée) est une méthode alternative au recouvrement en eau. La nappe d'eau est alors maintenue à une profondeur prédéterminée (en fonction des propriétés hydrogéologiques des rejets) dans les rejets afin de conserver les rejets saturés par submersion superficielle ou par la remontée capillaire au dessus du niveau

phréatique. Le coefficient de diffusion et le flux de diffusion pouvant pénétrer les rejets est alors grandement réduit. La méthode de la nappe surélevée est généralement implantée conjointement avec un recouvrement monocouche qui vise à réduire l'évaporation de l'eau au sein des rejets (Dagenais, 2005). Cette méthode permet de réduire les infrastructures nécessaires puisque qu'elle nécessite moins d'eau et des digues moins élevées que les recouvrements en eau (SENES, 1996) ce qui réduit généralement les coûts d'implantation. Des recherches ont observées que le taux d'oxydation des rejets devenait aussi faible que celui observé sur des sites ennoyés (Elberling et al., 1993; Nicholson et Tibble, 1995; Elberling et Nicholson, 1996; Ouangrawa, 2007). La méthode de la nappe surélevée avec un recouvrement monocouche est présentée plus en profondeur dans le chapitre deux.

Une des solutions les plus répandues pour contrôler la production de DMA est la mise en place de couverture à effets de barrière capillaire (CEBC). De nombreux travaux ont été réalisés sur cette solution au cours des quinze dernières années, ce qui a permis de confirmer la fiabilité de cette technique (e.g. Aubertin et al., 1995, 1999; MEND, 2004; Bussière et al., 2006, 2008). Elle consiste à recouvrir le site de rejets de plusieurs couches de matériaux meubles présentant des granulométries et des propriétés hydriques différentes. En climat humide, on place une couche de sol fin (conductivité hydraulique saturée faible et AEV élevé) entre deux couches de sol grossier. Le contraste des propriétés hydriques permet alors de conserver la couche de matériau fin saturée et de créer une barrière à l'oxygène grâce à la formation d'un bris capillaire (Nicholson et al., 1989; MEND, 2001; Aubertin et al., 2002; MEND, 2004). Cette solution permet de contrôler la migration de gaz, et empêche le contact entre les rejets et l'environnement. Elle aide aussi à contrôler l'infiltration d'eau et les bio-intrusions. Elle peut être appliquée en parallèle avec la technique de la nappe surélevée.

La figure 1.3 présente les différentes composantes d'une CEBC. Typiquement, le modèle comporte jusqu'à 5 couches. La couche superficielle permet de revégéter le site. La couche de protection empêche les intrusions biologiques. La couche drainante permet d'évacuer l'eau qui s'accumule sur le site et empêche la remontée d'eau vers la surface. La couche de faible perméabilité et la couche de support sont les deux couches qui créent le bris capillaire permettant de conserver la couche de faible perméabilité fortement saturée afin de bloquer le passage de l'oxygène.

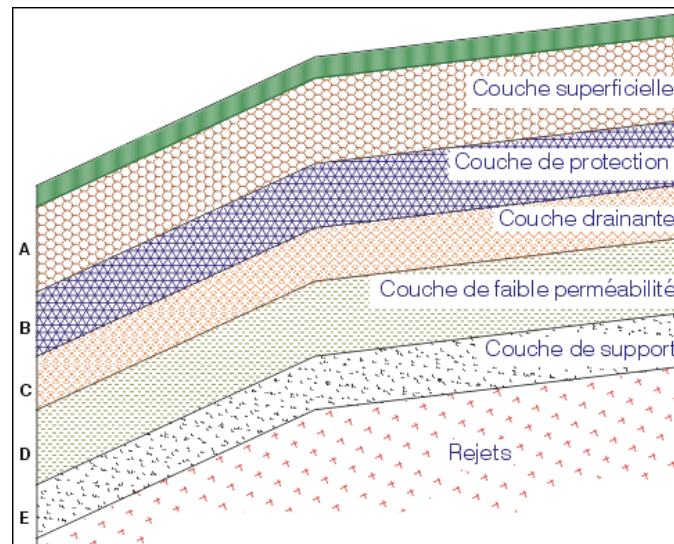


Figure 1-3 : Cinq couches qui composent une couverture à effets de barrière capillaire (tiré de Aubertin et al. 1995)

1.3 Description du projet de recherche et contenu du mémoire

L'objectif du projet de recherche est d'analyser le comportement de résidus sulfureux avec un recouvrement monocouche dans le cas où l'on applique une condition de nappe surélevée. Cette approche constitue une solution de restauration qui vise à réduire la formation de DMA. On étudie en particulier l'influence de certains facteurs sur le système recouvrement-rejets, soit l'épaisseur du recouvrement monocouche, la granulométrie du matériau de recouvrement et la profondeur de la nappe au sein du parc à résidus. Les résultats des essais en colonnes et des modélisations numériques obtenus nous permettent de tirer quelques conclusions et d'émettre quelques recommandations concernant l'utilisation de la technique étudiée.

Cette étude est basée sur certaines des caractéristiques du site minier Selbaie situé au nord-ouest du Québec. Ce site, fermé en 2004, comporte un recouvrement monocouche construit sur un parc à résidus miniers comportant une nappe phréatique située à une profondeur variable.

Les travaux de recherche réalisés pour ce projet s'appuient sur une étude en laboratoire, des travaux de terrain et des modélisations numériques. Les étapes du projet incluent :

- La caractérisation des propriétés hydrogéologiques des résidus miniers et du matériau de recouvrement à partir d'essais en laboratoire (analyse granulométrique, densité

relative des grains, essai de compaction, essai en cellule Tempe, essai de perméabilité, essai de consommation et de diffusion de l'oxygène, etc)

- Des mesures de terrain pour évaluer certaines caractéristiques hydrogéologiques *in situ* et des prélèvements pour déterminer le fuseau granulométrique de la moraine utilisée comme recouvrement.
- Le montage de quatre colonnes instrumentées, servant de modèle physique, soumises à des cycles de mouillage-drainage
- Le développement d'un modèle numérique basé sur la réponse des colonnes, puis étendu à d'autres conditions.

Les rejets et le matériau de recouvrement caractérisés en laboratoire et mis en place dans les colonnes proviennent du site minier Selbaie. Le site a été instrumenté pour suivre les teneurs en eau volumique, les charges de pression et les niveaux piézométriques dans le parc.

Le présent document comporte six chapitres. Suite à ce premier chapitre d'introduction, le chapitre 2 dresse un portrait global des principes associés au comportement hydrogéologique et géochimique des rejets miniers. On y présente des informations sur les conditions d'écoulement en milieu saturé et non-saturé, des modèles de prédiction des propriétés correspondantes et les équations de diffusion et de consommation d'oxygène. Une section porte sur le fonctionnement de la nappe surélevée avec un recouvrement monocouche.

Le chapitre 3 décrit la méthodologie du projet de recherche et présente les détails sur les essais de laboratoire réalisés, incluant les analyses granulométriques et minéralogiques, les mesures de densité relative des grains, les essais de compaction, les essais de perméabilité en cellule triaxiale, les essais de rétention capillaire et les essais de diffusion et de consommation de l'oxygène. On y retrouve aussi une description du montage et de l'instrumentation des colonnes, ainsi que des travaux réalisés sur le terrain.

Les résultats des essais de laboratoire, des cinq premiers cycles de mouillage-drainage en colonne et des travaux de terrain sont présentés au chapitre 4. Ces résultats sont utilisés au chapitre 5 afin de créer un modèle numérique pour représenter le comportement des résidus avec la couverture. Le modèle numérique est utilisé pour analyser la réponse du recouvrement

monocouche et pour évaluer l'effet de certains paramètres sur son comportement. Treize cas ont été simulés et présentés au chapitre 5. Finalement, le chapitre 6 présente une conclusion sur l'utilisation des recouvrements monocouches pour la restauration d'un site minier générateurs de DMA et des recommandations pour la réalisation de travaux futurs.

Les principales contributions scientifiques de ce projet portent sur l'évaluation du comportement d'un recouvrement monocouche mis en place sur un parc à résidus présentant des profondeurs de nappe variables. Ce projet évalue le rôle que peut jouer le recouvrement, pour réduire l'évaporation vers le sommet du parc, et/ou pour diminuer le flux de diffusion d'oxygène vers les rejets.

Les résultats obtenus en colonnes et avec les modélisations numériques démontrent l'importance de sélectionner rigoureusement le matériau utilisé comme couverture pour aider à la réduction de la formation du DMA. Ils montrent en particulier que la profondeur de la nappe au sein du parc et les propriétés hydriques du matériau de recouvrement influencent grandement sa capacité à agir comme barrière à l'évaporation et/ou à l'oxygène.

Ces résultats confirment aussi que lors de la mise en place d'un recouvrement monocouche sur un parc à résidus où le niveau d'eau est conservé peu profond, il est préférable d'utiliser un matériau à granulométrie grossière qui se désature aisément et qui va permettre de réduire l'évaporation en surface. À l'inverse, lorsque le niveau de la nappe est profond dans le parc, il est suggéré d'utiliser une couche de matériau à granulométrie fine qui va bloquer le flux d'oxygène vers les rejets grâce à la formation d'un bris capillaire en présence d'une couche sous-jacente faite de matériau grossier (i.e. CEBC).

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Propriétés hydrogéologiques et écoulements en milieu poreux

Les méthodes de prévention du DMA consistent à exclure un des éléments constitutifs des réactions d'oxydation menant à la formation du drainage minier acide. Au Québec, et dans les zones à climat humide, la restauration de parc à résidus se fait souvent à l'aide de barrière à l'oxygène tels les recouvrements en eau et les couvertures à effets de barrière capillaire (CEBC). La méthode de la nappe surélevée, qui est une alternative au recouvrement en eau, consiste à conserver les rejets, situés au-dessus du niveau phréatique, saturés par capillarité (ou par submersion superficielle). Afin d'appliquer cette technique de façon efficace, il est important de comprendre le comportement de l'eau et des gaz dans des matériaux partiellement saturés.

La zone d'un sol située au-dessus du niveau de la nappe phréatique est appelée zone vadose. C'est dans cette zone que les principaux processus géochimiques liés au DMA se produisent puisqu'il y a présence d'eau, d'oxygène et de sulfures de fer. Nous nous intéresserons ici aux processus hydrogéologiques en milieu saturé et partiellement saturé.

Les équations utilisées dans le cas d'écoulements en milieu partiellement saturé ont d'abord été développées à partir des équations qui régissent les écoulements en milieu saturé. Les principes sont présentés ici (pour plus de détails, voir: Aachib, 1997; Hillel, 1998; Bussière, 1999; Aubertin et Bussière, 2002).

2.1.1 Écoulement de l'eau en milieu poreux saturé

Le comportement de l'eau en milieu saturé est plus simple qu'en milieu partiellement saturé puisqu'on est seulement en présence de la phase liquide et de la phase solide. En milieu saturé, l'écoulement de l'eau est dicté par deux lois. La première est la loi de Darcy qui décrit la vitesse d'écoulement d'un fluide entre deux points. Elle s'écrit comme suit (Hillel, 1998):

$$q = -k \times i \quad (2.1)$$

où q est la vitesse de Darcy ou le débit spécifique [LT^{-1}], k est la conductivité hydraulique [LT^{-1}] et i est le gradient hydraulique [LL^{-1}]. Un gradient est un opérateur différentiel qui indique la

variation dans l'espace d'une grandeur physique. Le gradient hydraulique i est une valeur sans unité qui contrôle la direction de l'écoulement. Il correspond à la variation de la charge hydraulique h en fonction de la distance. Pour le cas unidimensionnel (selon z), il s'écrit (Hillel, 1998):

$$i = \frac{\partial h}{\partial z} = \overrightarrow{grad} h = \frac{h_a - h_b}{L} \quad (2.2)$$

La charge hydraulique h [L] correspond à l'énergie d'un fluide en un point donné (x,y,z). Elle est fonction de la vitesse d'écoulement, de la pression hydrostatique et de l'élévation du point. L'écoulement se fait d'un point avec une charge hydraulique élevée (h_a) vers un point où la charge est plus faible (h_b). La charge hydraulique est déduite de l'équation du potentiel de l'eau donnée par l'équation de Bernoulli qui s'écrit (Hillel, 1998) :

$$h(x, y, z) = \frac{v^2}{2g} + \frac{p_w}{\gamma_w} + z \quad (2.3)$$

Dans cette équation, v est la vitesse du fluide par rapport au solide [LT^{-1}], g est l'accélération gravitationnelle [$9,81 \text{ m/s}^2$], γ_w est le poids volumique de l'eau ($9,81 \text{ kN/m}^3$ à 20°C), p_w est la pression du fluide [$MT^{-2}L^{-1}$], et z est l'élévation du point par rapport à un datum de référence [L]. Généralement on néglige le terme $v^2/2g$ puisque la vitesse d'écoulement souterrain est très faible. On obtient ainsi :

$$h = \frac{p_w}{\gamma_w} + z \quad (2.4)$$

La seconde loi qui décrit le comportement de l'eau dans un sol saturé est la loi de conservation de la masse. Cette équation dit qu'à tout moment le débit spécifique q qui sort d'un volume de sol est égal à celui qui entre (pour un matériau rigide) :

$$div \vec{q} = 0 \quad (2.5)$$

La divergence (*div*) est un opérateur différentiel qui permet de transformer un champ vectoriel (\vec{q}) (quantité qui a une direction, une magnitude et un sens) en un produit de plusieurs variables scalaires (quantités qui ont une magnitude mais pas de sens et de direction).

En présence d'un sol anisotrope, la conductivité hydraulique horizontale k_h n'est pas la même que la conductivité hydraulique verticale k_v . Pour traiter ce cas, il est possible de généraliser l'équation 2.1 avec une matrice de second ordre (tenseur) pour décrire la conductivité hydraulique du sol:

$$q = \begin{pmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{pmatrix} = -[k_{ij}] \times \begin{bmatrix} i_x \\ i_y \\ i_z \end{bmatrix} \quad (2.6)$$

où q_x , q_y et q_z représentent les débits spécifiques (ou vitesse de Darcy) suivant les axes x, y et z; i_x , i_y , i_z correspondent aux gradients hydrauliques suivant les axes x, y et z ; k_{ij} est le tenseur de second ordre (3x3) de la conductivité hydraulique. L'équation de conservation s'applique aussi lorsqu'on travaille en trois dimensions (Todd, 1980).

2.1.2 Écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé

L'analyse des écoulements dans la zone vadose est plus complexe puisqu'il y a présence à la fois de liquide et de gaz. Il y a alors variation de la teneur en eau et de la conductivité hydraulique du milieu. L'étude des écoulements dans des sols partiellement saturés nécessite la résolution d'équations fortement non linéaires.

À partir de l'équation de Darcy (équation 2.6) et celle de la continuité (équation 2.5), Richards (1931) a développé une équation pour décrire l'écoulement de l'eau en milieu poreux partiellement saturé. On peut introduire cette équation en considérant un volume élémentaire de sol représenté par un parallélépipède de côté Δx , Δy , Δz et de volume $\Delta x \times \Delta y \times \Delta z$ (figure 2.1). Pour les besoins de la démonstration on considère d'abord que l'écoulement se fait selon l'axe des x avec un débit spécifique entrant q_x .

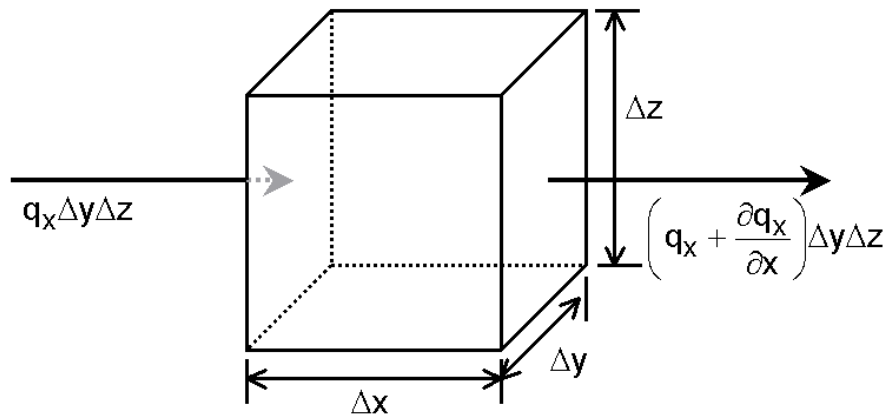


Figure 2-1 : Représentation graphique du bilan des débits spécifiques selon x pour un volume élémentaire de sol (adapté de Hillel, 1998; tiré de Bussière, 1999).

L'équation de continuité ( quation 2.5) dans le cas d'un sol non saturé n'est plus applicable puisqu'il peut y avoir augmentation ou diminution de la teneur en eau locale. La différence entre le débit entrant et le débit sortant du volume élémentaire (figure 2.1) est appelée la recharge et correspond à la quantité d'eau qui s'accumule (ou qui est perdue). Elle est donnée par l'équation :

$$\Delta q = -\left(\frac{\partial q}{\partial x}\right)\Delta x\Delta y\Delta z \quad (2.7)$$

Ainsi lorsque la quantité d'eau sortant est plus grande que celle entrant dans le volume de sol, la recharge est négative. Il est aussi possible de définir la recharge Δq comme étant égale à la variation de teneur en eau volumique θ (volume d'eau/ volume total) par rapport au temps multipliée par le volume élémentaire de sol étudié:

$$\Delta q = \left(\frac{\partial \theta}{\partial t}\right)\Delta x\Delta y\Delta z \quad (2.8)$$

  partir des équations 2.7 et 2.8 on obtient l'équation de continuité d'un milieu non saturé :

$$-\left(\frac{\partial q}{\partial x}\right) = \left(\frac{\partial \theta}{\partial t}\right) \quad (2.9)$$

Cette équation peut être formulée pour un écoulement en 3D en intégrant les composantes selon x, y et z. On obtient alors :

$$\left(\frac{\partial \theta}{\partial t}\right) = -\left(\left(\frac{\partial q_x}{\partial x}\right) + \left(\frac{\partial q_y}{\partial y}\right) + \left(\frac{\partial q_z}{\partial z}\right)\right) \quad (2.10)$$

Dans le cas d'un sol non-saturé, l'équation de Darcy (équation 2.6) reste valide mais la conductivité hydraulique n'est plus une constante. Elle est une fonction de la succion ψ ou de la teneur en eau θ . La succion fait référence à une pression d'eau négative. En hydrogéologie, on ne travaille pas avec des pressions absolues mais plutôt avec des pressions relatives et on choisit comme valeur de référence la pression atmosphérique. Au niveau de la surface de la nappe phréatique on pose que la pression p est nulle puisque la pression interstitielle de l'eau u_w est égale à la pression interstitielle de l'air u_a et ainsi $p=u_w-u_a=0$. Pour un point situé au dessous de la nappe phréatique, la pression $p=u_w-u_a$ est positive ($u_a < u_w$ sous le niveau de la nappe). Elle correspond à la hauteur de la colonne d'eau en l'absence d'écoulement. Au-dessus de la nappe phréatique, on ne parle plus de pression mais de succion ψ qui exprime une pression négative. La succion est définie par l'équation $\psi=u_a-u_w$ ($\psi=-p$). Ainsi au-dessus du niveau de la nappe, la pression interstitielle de l'eau est plus petite que la pression de l'air, ce qui engendre des succions positives (ψ). On obtient l'équation de Darcy suivante:

$$q = -k(\psi) \times i = -k(\psi) \times \overrightarrow{grad} h \quad (2.11)$$

où k varie en fonction de la succion ψ . Dans le cas d'un milieu anisotrope ou pour un écoulement en 3 dimensions, l'équation de Darcy peut être exprimée selon les axes x, y et z. Ainsi, le débit spécifique est donné par :

$$q = q_x + q_y + q_z = -\left(\left[k_x(\psi) \frac{\partial h}{\partial x}\right] + \left[k_y(\psi) \frac{\partial h}{\partial y}\right] + \left[k_z(\psi) \frac{\partial h}{\partial z}\right]\right) \quad (2.12)$$

En combinant cette équation avec l'équation de continuité (équation 2.10), on obtient :

$$\left(\frac{\partial \theta}{\partial t}\right) = -\left(\frac{\partial}{\partial x}\left[k_x(\psi)\frac{\partial h}{\partial x}\right] + \frac{\partial}{\partial y}\left[k_y(\psi)\frac{\partial h}{\partial y}\right] + \frac{\partial}{\partial z}\left[k_z(\psi)\frac{\partial h}{\partial z}\right]\right) \quad (2.13)$$

La charge hydraulique au dessus du niveau de la nappe, en négligeant la composante de vitesse, peut être donnée par l'équation simplifiée 2.4 :

$$h = \psi - z \quad (2.14)$$

où z est l'élévation par rapport à la nappe phréatique et ψ la charge de succion (qui remplace le terme de pression utilisé dans l'équation de Bernoulli).

En combinant l'équation 2.13 et l'équation de la charge hydraulique (équation 2.14) on obtient (Hillel, 1998):

$$\begin{aligned} \left(\frac{\partial \theta}{\partial t}\right) = & -\left(\frac{\partial}{\partial x}\left[k_x(\psi)\left(\frac{\partial \psi}{\partial x} - \frac{\partial z}{\partial x}\right)\right] + \frac{\partial}{\partial y}\left[k_y(\psi)\left(\frac{\partial \psi}{\partial y} - \frac{\partial z}{\partial y}\right)\right]\right) \\ & + \frac{\partial}{\partial z}\left[k_z(\psi)\left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - \frac{\partial z}{\partial z}\right)\right] \end{aligned} \quad (2.15)$$

En considérant notre parallélépipède de départ (figure 2.1), on peut poser que $\partial z/\partial x$ et $\partial z/\partial y$ sont des termes nuls et $\partial z/\partial z$ est égale à l'unité. On obtient alors l'équation de Richards (1931) qui permet de solutionner les problèmes d'écoulements dans un milieu saturé et non saturé (restriction usuelle basée sur le fait que u_a est considérée comme une constante).

$$\left(\frac{\partial \theta}{\partial t}\right) = -\frac{\partial}{\partial x}\left[k_x(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial x}\right] - \frac{\partial}{\partial y}\left[k_y(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial y}\right] - \frac{\partial}{\partial z}\left[k_z(\psi)\frac{\partial \psi}{\partial z}\right] + \frac{\partial}{\partial z}k_z(\psi) \quad (2.16)$$

Deux caractéristiques sont importantes pour analyser un écoulement au travers d'un sol non saturé :

- la variation de la teneur en eau en fonction de la succion (appelée courbe de rétention d'eau, CRE)
- la variation de la conductivité hydraulique en fonction de la succion (appelée fonction de perméabilité),

2.1.3 La courbe de rétention d'eau

Au-dessus du niveau de la nappe phréatique, la pression interstitielle est négative et l'eau est retenue par capillarité dans les pores d'un sol. La courbe de rétention d'eau (CRE) est l'expression de la teneur en eau volumique θ d'un milieu en fonction de la succion ψ . Elle décrit notamment la capacité du sol à retenir une certaine quantité d'eau au sein de ses pores au-dessus du niveau de la nappe. La courbe de rétention d'un sol dépend de ses propriétés géotechniques de base. La forme de la CRE est analogue à la distribution de la teneur en eau dans le sol au-dessus de la nappe phréatique à l'état stationnaire. Elle permet, entre autre, de déterminer la remontée capillaire de l'eau dans un sol à l'état stationnaire.

L'ampleur de la capillarité dépend de l'angle de contact que fait le fluide avec le solide. Cet angle θ résulte d'un équilibre entre les forces de cohésion du liquide et les forces d'adhérence du solide sur le liquide (Figure 2.2a). Lorsque l'angle de contact est inférieur à 90 degrés, l'eau tend à se disperser sous forme de gouttes qui adhèrent à la surface solide; c'est ce qu'on appelle le phénomène de capillarité.

La remontée capillaire h_c dans les pores d'un sol est analogue à la remontée dans un tube, tel que présenté à la figure 2.2b. Plus le diamètre d du tube capillaire est petit, plus la remontée sera grande. Pour un tube, la remontée peut être calculée à l'aide de la sommation des forces verticales à l'interface eau-air :

$$h_c = u_a - u_w = \frac{2T \cos \beta}{d \gamma_w} \quad (2.17)$$

où h_c est la remontée capillaire, u_a et u_w sont respectivement les pression d'air et d'eau, T est la tension de surface eau-air et β est l'angle de raccordement entre le menisque et le solide.

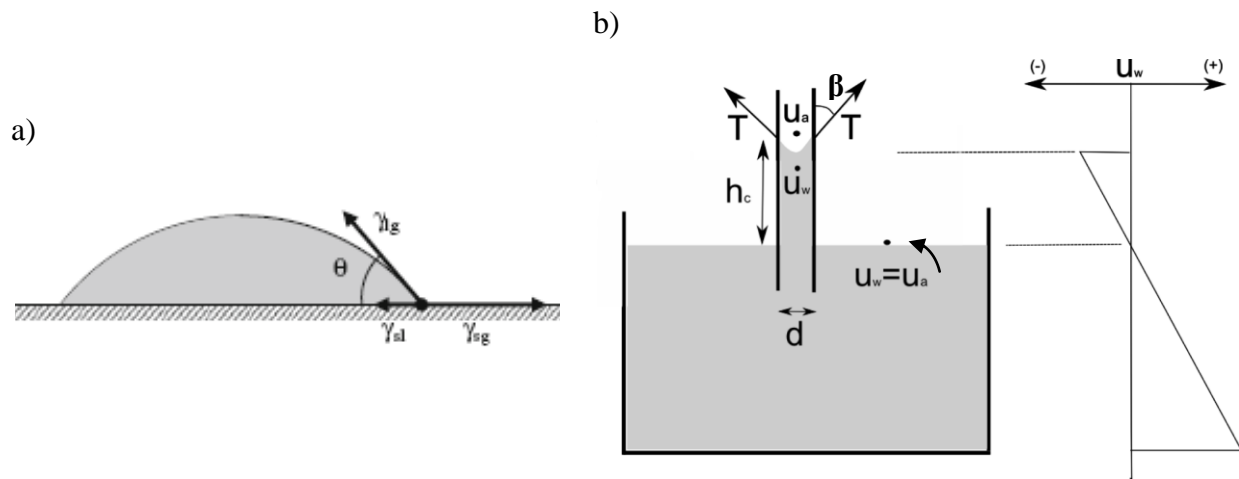


Figure 2-2 : Angle de contact entre le fluide et la surface du solide(a); Principe de rétention capillaire dans un tube (b) (adapté de Marinho et al., 2008)

Dans un sol, on peut utiliser l'équation 2.17 en considérant que la taille des pores est variable. Ceci fait en sorte que la distribution de l'eau varie selon l'emplacement dans le matériau, selon la succion et la dimension des vides. Ceci est représenté par la courbe de rétention d'eau, qui exprime la relation entre θ et ψ .

Deux paramètres importants sont obtenus à partir de la courbe de rétention d'eau d'un sol: la pression d'entrée d'air (air entry value, AEV ou ψ_a) et la pression d'entrée d'eau (water entry value, WEV ou ψ_r). Ils sont indiqués à la figure 2.3. L'AEV peut être défini comme la succion à laquelle le sol va commencer à se désaturer ($S_r < 100\%$). Cette pression doit être supérieure à la tension capillaire exercée dans les gros pores et ainsi provoquer leur désaturation (e.g. Aubertin et al., 1995). Le WEV correspond à la succion où la teneur volumique du sol est égale à la teneur en eau résiduelle θ_r . Il ne reste alors dans le sol qu'une faible quantité d'eau retenue à la surface des grains et entre les grains par tension capillaire. Les valeurs de l'AEV et du WEV se déterminent habituellement de façon graphique en prenant l'intersection des tangentes entre la pente de désaturation et la droite de teneur en eau à saturation θ_s pour l'AEV, et l'intersection des tangentes entre la pente de désaturation et la droite de teneur en eau résiduelle θ_r pour le WEV(= ψ_r) (e.g. Fredlung et Xing, 1994).

La figure 2.3 présente schématiquement des courbes de rétention d'eau pour un sable et un silt. On voit que la granulométrie du sol influence la CRE. Un sol fin, tel un silt, présente des plus petits diamètres de pores et ainsi le matériau demeure saturé à des suctions plus élevées qu'un matériau grossier (Aubertin et al., 1995). Ainsi, on voit aussi sur le graphique que $(\psi_a)_{\text{silt}} > (\psi_a)_{\text{sable}}$ et que $(\psi_r)_{\text{silt}} > (\psi_r)_{\text{sable}}$. La décroissance de la teneur en eau est beaucoup plus rapide pour le silt que pour le sable qui présente une moins grande rétention capillaire lorsque ψ augmente. La teneur en eau résiduelle du silt θ_r est plus élevée que celle du sable.

La CRE est soumise à des effets d'hystérésis (Maqsooud et al., 2002, 2004, 2005). Il est important de noter que l'AEV devrait être déterminé sur la courbe de drainage alors que le WEV devrait être obtenu sur la courbe de mouillage. Sur la figure 2.3 on ne considère pas la différence entre la courbe obtenue en drainage et en mouillage.

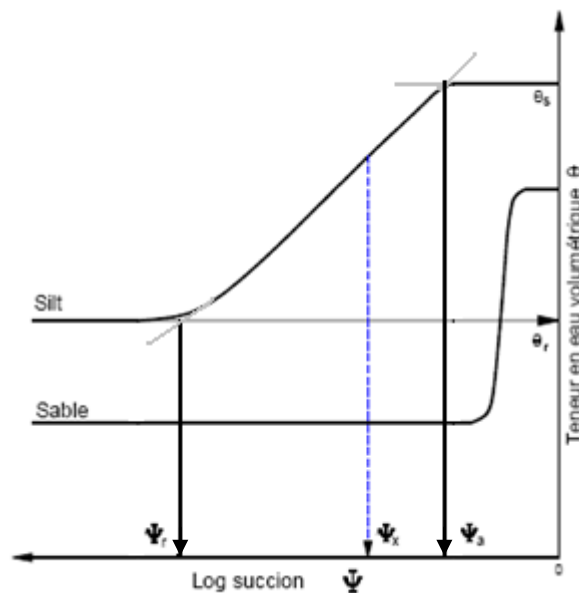


Figure 2-3 : Courbes de rétention d'eau typiques pour un silt et un sable (adapté de Aubertin et al., 1995)

La CRE des matériaux sera déterminée au laboratoire à l'aide de la méthode de la cellule Tempe qui est décrite au chapitre 3. Les modèles descriptifs et prédictifs de la CRE sont présentés à la section 2.2.2.

2.1.4 La fonction de perméabilité

La fonction de perméabilité exprime la variation de la conductivité hydraulique k d'un milieu en fonction de sa succion ψ . Cette relation est fortement liée à la courbe de rétention d'eau puisque l'eau se déplace en fonction de la taille et de l'inter connectivité des pores. Ainsi, lorsque la teneur en eau d'un sol est élevée la majorité des vides est remplie d'eau. L'eau peut s'écouler facilement et la conductivité hydraulique est élevée. Par contre, lorsqu'on se trouve à la teneur en eau résiduelle, presque tous les vides sont remplis d'air et il n'y a pas de chemin d'écoulement. L'eau peut se déplacer sous forme de vapeur, de sorte que la conductivité hydraulique (apparente) est faible. L'air au sein de la matrice du sol constitue donc un frein à l'écoulement et la conductivité hydraulique décroît avec l'augmentation de la teneur en air.

La figure 2.4 présente des courbes typiques de conductivité hydraulique non-saturée pour un silt et un sable. La conductivité hydraulique d'un sol fin, tel un silt, est plus faible à saturation que celle d'un sol grossier puisque les pores sont plus petits (i.e. les pores sont moins conducteurs suivant la loi d'Hagen-Poiseille). Lorsque la succion augmente, le sol fin retient l'eau plus facilement par capillarité car ses pores sont plus petits (que ceux d'un sol grossier) et ainsi la conductivité hydraulique reste relativement élevée. On voit sur la figure 2.4 que la conductivité hydraulique du sable chute drastiquement en raison de sa désaturation plus rapide.

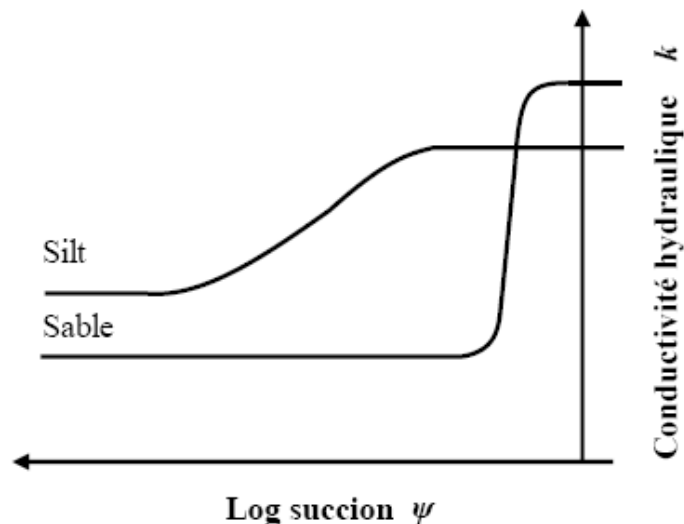


Figure 2-4 : Courbes de conductivité hydraulique non-saturée typiques d'un silt et d'un sable (adapté de Aubertin et al., 1995)

La conductivité hydraulique saturée peut être obtenue en laboratoire grâce à des essais de perméabilité en cellule à parois rigides et en cellule triaxiale, tel que présenté au chapitre 3. Les essais qui permettent de déterminer la fonction de perméabilité sont plus difficiles et dispendieux à réaliser (e.g. Hillel, 1998; Bédard, 2004). Il est donc fréquent d'utiliser des modèles indirects pour déduire la courbe de conductivité hydraulique non saturée à partir de la conductivité hydraulique saturée et de la CRE, tel que présenté à la section suivante.

2.2 Modèles de prédiction

La courbe de rétention d'eau et la fonction de conductivité hydraulique non saturée sont des éléments clés pour analyser le comportement de sols partiellement saturés. La bonne compréhension du comportement de l'eau dans la zone vadose a permis de développer divers concepts, tel celui de barrière capillaire utilisé dans la mise en place de CEBC.

Dès les premières phases d'un projet et avant même de débiter les essais de laboratoire, il est souvent intéressant d'avoir un aperçu de ces fonctions hydriques qui peut nous donner une estimation de l'efficacité du mode de restauration préconisé. Les prochaines sections présentent des modèles descriptifs et prédictifs développés pour estimer la conductivité hydraulique saturée, la CRE et la fonction de perméabilité.

2.2.1 Conductivité hydraulique saturée

Il existe plusieurs méthodes pour mesurer la conductivité hydraulique saturée sur le terrain et en laboratoire, incluant l'utilisation de perméamètres à parois rigides ou flexibles, l'utilisation de puits de pompage et de piézomètres (Chapuis, 1999, 2003). Pour les fins du projet, les essais en perméamètre à parois flexibles ont été utilisés et sont présentés au chapitre 3.

On peut aussi prédire la conductivité hydraulique saturée d'un matériau à l'aide de différents modèles. Les modèles de Kozeny-Carman (KC) et Kozeny-Carman modifié (KCM) ont été utilisés pour cette étude.

2.2.1.1 Modèle de Kozeny-Carman

Cette équation relie la conductivité hydraulique saturée k_s d'un sol aux propriétés du fluide, des vides interstitiels du matériau et de la surface des grains. Cette équation peut s'écrire sous plusieurs formes, dont celle proposée par Chapuis et Montour (1992) :

$$k_{s,KC} = C_{KC} \times \frac{\gamma_w}{\eta_w} \times \frac{e^3}{1+e} \times \frac{1}{(\rho_s^2 \times S_m^2)} \quad (2.18)$$

où C_{KC} est une constante, η_w est la viscosité dynamique de l'eau [$MT^{-1}L^{-1}$], γ_w est le poids volumique de l'eau [$9,81 \text{ kN/m}^3$ à $20 \text{ }^\circ\text{C}$], e est l'indice des vides, ρ_s est la masse volumique des particules solides [ML^{-3}] et S_m est la surface spécifique massique [L^2M^{-1}].

Dans le cas de sols pulvérulents, Chapuis et Légaré (1992) ont développé une méthode afin de déterminer S_m à partir de considérations géométriques simples basées sur la courbe granulométrique. L'équation prend la forme suivante :

$$S_m = \frac{6}{\rho_s} \sum \left(\frac{P_{NOd} - P_{NO D}}{d} \right) \quad (2.19)$$

où $P_{NO D}$ est le pourcentage en poids des particules au diamètre plus grand que le diamètre D et $P_{NO d}$ est le pourcentage en poids des particules au diamètre plus grand que le diamètre d , et d est le diamètre de la sphère (ou le côté d'un cube) de masse volumique ρ_s [ML^{-3}].

Pour les sols cohérents, Chapuis et Aubertin (2003) proposent d'estimer la surface spécifique S_m à partir de la limite de liquidité (LL) du matériau :

$$\frac{1}{S_m} = 1.3513 \left(\frac{1}{LL} \right) - 0.0089 \quad (2.20)$$

Cette équation est valide pour des LL inférieures à environ 110.

2.2.1.2 Modèle de Kozeny-Carman modifié

Aubertin et al. (1996) ont modifié le modèle de Kozeny-Carman en introduisant un facteur de tortuosité qui est fonction de l'indice des vides et en exprimant la surface spécifique en fonction

du D_{10} et du D_{60} en s'inspirant de la relation de Pavchich (présentée par Goldin and Rasskazov, 1992; Vukovik and Soro, 1992). Le modèle de Kozeny-Carman modifié (KCM) pour les sols pulvérulents peut s'exprimer de la façon suivante (Mbonimpa et al., 2002a):

$$k_{s,KCM} = C_G \times \frac{\gamma_w}{\eta_w} \times \frac{e^5}{(1+e)} \times C_U^{1/3} \times D_{10}^2 \quad (2.21)$$

Où C_G est une constante, η_w est la viscosité dynamique de l'eau [$\text{MT}^{-1}\text{L}^{-1}$], γ_w est le poids volumique de l'eau [$9,81 \text{ kN/m}^3$ à 20°C], e est l'indice des vides, $C_U (=D_{60}/D_{10})$ est le coefficient d'uniformité et D_{10} est la taille du tamis laissant passer 10% des particules [L]. De nombreux essais ont permis de valider cette équation en utilisant $C_G = 0,1$.

2.2.2 Courbe de rétention d'eau

Différentes méthodes permettent d'obtenir la CRE en laboratoire tel que l'essai en cellule Tempe, en cellule triaxial et avec une plaque drainante. Les mesures obtenues constituent des valeurs ponctuelles de teneur en eau et de succion. On doit par la suite utiliser des fonctions de lissage pour obtenir la courbe de rétention complète. Ces manipulations de laboratoire sont relativement longues et il est intéressant de pouvoir estimer la CRE a priori afin de réaliser des analyses préliminaires et aussi pour comparer les estimations avec nos résultats d'essais en laboratoire. Les méthodes descriptives et prédictives utilisées dans ce projet sont présentées ici.

Les modèles descriptifs permettent de définir la CRE à partir de points de mesure de la succion et de la teneur en eau déterminés en laboratoire. Ces modèles visent à obtenir le meilleur calage possible entre les points expérimentaux et les courbes données par le modèle. Différents modèles descriptifs peuvent être trouvés dans la littérature. Les plus utilisés sont ceux de Brooks et Corey (1964) et de van Genuchten (1980) basés sur le degré de saturation effectif, et de Fredlund et Xing (1994) basé sur une analogie avec la distribution des diamètres des pores.

Les modèles prédictifs permettent d'estimer la courbe de rétention d'eau à partir des propriétés géotechniques de base du matériau tel la granulométrie et l'indice des vides. Quelques modèles prédictifs ont été proposés, comme par exemple celui de Arya et Paris (1981), Kovács (1981), Haverkamp and Parlange (1986), Aubertin et al. (1998) et Fredlund et al. (2002). Le modèle de

prédictions de Kovács modifié (MK), développé par Aubertin et al. (1998, 2003), est utilisé ici pour obtenir la CRE à partir des propriétés de base de notre matériau. Le modèle descriptif de van Genuchten (1980) sera aussi utilisé pour décrire la CRE et obtenir la fonction de perméabilité.

2.2.2.1 Modèle descriptif de van Genuchten

Le modèle descriptif de van Genuchten (1980) peut être utilisé pour traiter les résultats de laboratoire. L'équation du modèle de van Genuchten (1980) relie la succion au degré de saturation effectif (S_{re}) d'après la relation suivante :

$$S_{re} = \left[\frac{1}{1 + (\alpha_v \psi)^{n_v}} \right]^{m_v} \quad (2.22)$$

où ψ est la succion [L], α_v est un paramètre qui représente environ l'inverse de ψ_a [L^{-1}], m_v et n_v sont les constantes d'ajustement du modèle (on utilise ici $m_v = 1 - 1/n_v$). S_{re} est le degré de saturation effectif (ou réduit) [L^3/L^3], donné par l'expression suivante :

$$S_{re} = \frac{(\theta - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)} \quad (2.23)$$

où θ_r est la teneur en eau résiduelle, θ_s est la teneur en eau à saturation ($\theta_s = n$). Ces paramètres permettent de décrire la CRE selon une forme qui est ensuite utilisée pour évaluer la courbe de conductivité hydraulique non saturée avec le modèle de Mualem (1976)-van Genuchten (1980).

2.2.2.2 Modèle de Kovács modifié

Le modèle de Kovács modifié (MK) a été développé en considérant que le degré de saturation S_r d'un sol dépend de deux composantes: le degré de saturation capillaire S_c , qui réfère aux effets de tension de surface à l'interface eau-air dans les pores, et le degré de saturation d'adhésion S_a , qui réfère aux forces d'attraction entre l'eau et les particules de sol. Ces deux composantes sont estimées à partir de la remontée capillaire équivalente h_{co} (cm) de l'eau dans un sol pulvérulent (granulaire), qui peut être évaluée comme suit (Aubertin et al., 2003):

$$h_{co} = \frac{b}{(eD_{10})} \quad (2.24)$$

où

$$b = \frac{0,75}{1.17 \log(C_U) + 1} \quad (2.25)$$

On obtient le degré de saturation selon les composantes capillaire et d'adhésion avec les équations suivantes (Aubertin al., 2003; Mbonimpa et al., 2006):

$$S_r = 1 - (1 - S_c) \langle 1 - S_a \rangle \quad (2.26)$$

$$S_c = 1 - \left(\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right)^m \exp \left(-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right) \quad (2.27)$$

$$S_a = a_c C_\psi \frac{\left(\frac{h_{co}}{\psi_n} \right)^{\frac{2}{3}}}{e^{\frac{1}{3}} \left(\frac{\psi}{\psi_n} \right)^{1/6}} \quad (2.28)$$

$$C_\psi = 1 - \frac{\ln \left(1 + \frac{\psi}{\psi_r} \right)}{\ln \left(1 + \frac{\psi_o}{\psi_r} \right)} \quad (2.29)$$

où C_ψ est un facteur de correction du modèle, m est le paramètre de distribution des pores et a_c est un paramètre d'ajustement. Pour les sols granulaires non plastiques, on pose usuellement $m = 1/C_u$ et $a_c = 0,01$ dans ces équations. Les crochets de MacCauley sont définis comme suit ($\langle y \rangle = 0,5(y + |y|)$). ψ_n est une succion de normalisation pour laquelle on adopte une valeur unitaire (1 cm); ψ_o est la succion correspondant à l'état complètement sec et est posée égale à 10^7 cm; ψ_r est la succion résiduelle correspondant à la teneur en eau résiduelle θ_r , déterminée pour des sols granulaires, selon l'équation suivante :

$$\psi_r = 0,86 h_{co}^{1,2} \quad (2.30)$$

2.2.2.3 Évaluation de l'AEV

Il est souvent intéressant d'obtenir une estimation rapide de l'AEV afin de la comparer à nos courbes prédites et à celles obtenues en laboratoire. L'équation suivante permet d'estimer l'AEV à partir des propriétés géotechniques de base des sols granulaires sur la CRE obtenu avec le modèle de Kovács (Aubertin et al., 2003) :

$$\psi_{a,est} = \frac{b_1}{(eD_H)^{x_1}} \quad (2.31)$$

où $b_1 = 0.6$, $x_1 = 0.8$ et D_H est le diamètre équivalent des particules déterminé à l'aide de l'équation suivante (Aubertin et al., 1998, 1999; Mbonimpa et al., 2003) :

$$D_H = D_{10}[1 + 1,17 \log(C_U)] \quad (2.32)$$

Dans un sol, on considère qu'un chemin continu d'air se crée à des degrés de saturation avoisinant 85% à 90 %. Aubertin et al. (1998) ont proposé de prendre $AEV = \psi_a \approx \psi_{90}$. Ils ont noté une bonne concordance des valeurs avec cette méthode.

2.2.3 Estimation de la fonction de perméabilité $k(\psi)$

En présence d'un milieu partiellement saturé, la fonction de perméabilité d'un matériau dépend de la succion. Différentes méthodes (empiriques, macroscopiques et statistiques) permettent de déterminer $k(\psi)$ à partir de la conductivité hydraulique saturée k_s et d'un terme appelé la conductivité hydraulique relative k_r tel que présenté à l'équation suivante:

$$k(\psi) = k_s \times k_r \quad (2.33)$$

Parmi ces méthodes, les modèles statistiques permettent d'estimer k_r à partir de la CRE. Le modèle utilisé pour notre étude est le modèle de Mualem (1976)-van Genuchten (1980) qui permet d'obtenir la courbe de conductivité hydraulique à partir des coefficients de van Genuchten α_v , m_v et n_v déterminés à partir de la CRE. Le modèle de Mualem (1976)-van Genuchten (1980) repose sur trois hypothèses:

- i) Dans un milieu poreux, les pores sont interconnectés et répartis de façon aléatoire dans le milieu.
- ii) La forme de la CRE est analogue à la fonction de distribution du rayon des pores.
- iii) L'équation de Hagen-Poiseuille est considérée comme valide et elle est utilisée pour déterminer la conductivité hydraulique de chaque pore. La conductivité hydraulique du système est calculée en prenant en compte uniquement les pores qui contribuent à l'écoulement.

L'équation 2.34 présente le modèle statistique général de Mualem (1976) alors que l'équation 2.35 est la solution explicite développée avec la CRE du modèle de van Genuchten (1980) :

$$k_r = \frac{k(S_{re})}{k_{sat}} = S_{re}^1 \left[\frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-1}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 \psi^{-1}(\zeta) d\zeta} \right]^2 \quad (2.34)$$

$$k_r = S_{re}^1 \left[1 - \left(1 - S_{re}^{\frac{1}{m_v}} \right)^{m_v} \right]^2 \quad (2.35)$$

où l est un paramètre décrivant l'interconnectivité des pores, ζ est un paramètre d'intégration S_{re} est la teneur en eau volumique réduite, avec $m_v = 1 - 1/n_v$ et S_{re} est décrit par l'équation 2.23. Plus d'information sur ces modèles et d'autres peut être trouvée dans Bussière (1999).

2.3 Transport de l'oxygène en milieu non-saturé

La méthode la plus efficace pour prévenir la formation de DMA en climat humide est d'empêcher le contact entre les rejets sulfureux et l'oxygène à l'aide de barrières à l'oxygène. Ainsi, il est important d'identifier et de bien comprendre les modes de transport de l'oxygène dans la zone vadose où se tiennent les principales réactions d'oxydation.

2.3.1 Transport de l'oxygène et diffusion

Dans un sol désaturé, le transport de l'oxygène se fait sous forme gazeuse à travers les pores interconnectés. Dans un sol saturé, le transport de l'oxygène se fait sous forme dissoute dans

l'eau. Dans un sol partiellement saturé, on est en présence de trois phases: la phase solide constituée des grains, la phase liquide et les gaz. Au sein du matériau, l'oxygène peut se déplacer sous forme gazeuse, dissoute ou mixte en fonction du degré de saturation du sol et de l'interconnectivité des pores. L'eau constitue ainsi un frein au transport de l'oxygène.

Le principal mode de transport de l'oxygène dans un milieu présentant un degré de saturation faible et présentant une granulométrie fine, tel que des résidus miniers, est la diffusion moléculaire (Collin, 1987; Nicholson et al., 1989; Mbonimpa et al., 2003). Le transport par advection dans les parcs à résidus est considéré comme négligeable en raison de la faible perméabilité au gaz du milieu et au faible gradient de pression. L'advection pourrait toutefois être non-négligeable en régimes transitoires sous certaines conditions (e.g. Binning et al., 2007) mais celles-ci ne sont pas prises en compte ici.

2.3.1.1 Loi de Fick

La diffusion moléculaire peut se produire dans la phase gazeuse comme dans la phase aqueuse d'un milieu. Elle est engendrée par des gradients de pression partielle ou de concentration qui se créent entre une région de forte concentration en oxygène (ou pression partielle) vers une région de faible concentration (ou pression partielle). La diffusion tend à uniformiser la distribution spatiale des molécules jusqu'à ce qu'un équilibre soit atteint (Hillel, 1998). Le flux de diffusion d'oxygène dans un milieu poreux non-saturé à un temps t et une position z est défini par la première loi de Fick. Pour le transport en une dimension, elle s'écrit sous la forme suivante (Bear, 1972 ; Hillel ,1980):

$$F_{O_2}(z, t) = -D_e \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} \quad (2.36)$$

où $F_{O_2}(z, t)$ est le flux diffusive d'oxygène [$ML^{-1}T^{-1}$], D_e est le coefficient de diffusion effectif [L^2T^{-1}] et C est la concentration en oxygène [ML^{-3} ou $MolL^{-3}$] au temps t [T] et à la position z [L].

Dans le cas d'un parc à résidus recouvert d'une couverture, le système n'est pas nécessairement en condition stationnaire et la concentration d'oxygène peut varier avec la profondeur et dans le temps. La concentration $C(z, t)$ à une position z et à un temps t peut être déterminée grâce à la seconde loi de Fick. Elle s'écrit sous la forme suivante (Hillel, 1980; Mbonimpa et al., 2003):

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (2.37)$$

où θ_{eq} est la teneur en air équivalente [L^3L^{-3}] et D^* est le coefficient de diffusion apparent [L^2T^{-1}] (avec $D_e = \theta_{eq} D^*$). La teneur en air équivalente θ_{eq} est un paramètre qui prend en compte à la fois la teneur en air volumique du sol θ_a et l'air dissout dans la phase aqueuse θ_w ($\theta_w = n^*S_r$ et $\theta_a = n^*(1-S_r)$ ou n est la porosité totale). La teneur en oxygène dissout dans l'eau est exprimée à l'aide de la constante d'Henry H , paramètre sans dimension qui est donné par le rapport $H = C_w/C_a$ (où C_w est la concentration d'oxygène dans l'eau à l'équilibre ($\approx 9\text{mg/L}$) et C_a est la concentration d'oxygène dans l'air à l'équilibre ($\approx 280\text{ mg/L}$)). Pour l'oxygène à 20°C , H est généralement pris égale à 0,03. La teneur en air équivalente est calculée à l'aide de l'équation suivante (Aubertin et al., 1999, 2000a) :

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad (2.38)$$

En présence de matériaux sulfureux qui s'oxydent au contact de l'oxygène, l'équation du flux de diffusion doit aussi prendre en considération la variation de concentration du gaz qui réagit avec le milieu. Les réactions d'oxydation des minéraux sulfureux sont considérées comme des réactions cinétiques de premier ordre. Elles peuvent être intégrées à la seconde loi de Fick à l'aide d'un paramètre appelé coefficient du taux de réaction K_r . On obtient l'équation différentielle suivante (Mbonimpa et al., 2002c, 2003):

$$\theta_{eq} \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - K_r C = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \theta_{eq} K_r^* C \quad (2.39)$$

où K_r est le coefficient du taux de réaction [$L^3L^{-3}T^{-1}$ ou $MM^{-1}T^{-1}$] et K_r^* est le coefficient du taux de réaction apparent [$L^3L^{-3}T^{-1}$ ou $MM^{-1}T^{-1}$] (où $K_r = \theta_{eq} K_r^*$).

Pour plusieurs applications, il est possible de simplifier l'équation 2.39 en posant que θ_{eq} et D_e sont indépendants du temps et de la profondeur. On obtient alors une solution de la forme suivante:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r^* C \quad (2.40)$$

Dans certains cas, il est possible de procéder à des simplifications additionnelles. Ainsi lorsque les conditions varient peu (régime permanent) on peut considérer un état pseudo-stationnaire ($\partial C/\partial t = 0$) en posant $C = 0$ lorsque z tend vers l'infini. La solution à la seconde loi de Fick donne le profil de concentration à un temps t pour une concentration C_0 initiale et s'écrit (Mbonimpa et al., 2003; Gosselin et al., 2007) :

$$C(z, t) = C_0 e^{\left(-z \sqrt{\frac{K_r^*}{D^*}} t\right)} = C_0 e^{\left(-z \sqrt{\frac{K_r}{D_e}} t\right)} \quad (2.41)$$

Le flux stationnaire entrant dans les rejets non-couvert F_{O_2} est alors donné par la première loi de Fick (Mbonimpa et al., 2003, Gosselin et al., 2007) dont la solution s'écrit :

$$F_{O_2}(z = 0) = \theta_{eq} C_0 \sqrt{D^* K_r^*} = C_0 \sqrt{D_e K_r} \quad (2.42)$$

Le flux d'oxygène peut aussi être évalué dans le cas d'une couverture placée sur des résidus miniers réactifs. Les solutions ne sont pas présentées ici mais elles peuvent être trouvées dans Mbonimpa et al. (2003).

2.3.1.2 Coefficient de diffusion effectif D_e

Des essais de laboratoire tel que les essais en cellules de diffusion et en colonne, et des mesures sur le terrain permettent d'évaluer expérimentalement le coefficient de diffusion D_e d'un matériau. Comme pour la CRE et la conductivité hydraulique saturée, il est utile de pouvoir prédire la valeur de D_e à l'aide d'un modèle simple, particulièrement au début d'un projet. Différents modèles empiriques et semi-empiriques ont été développés afin d'obtenir une estimation de la valeur de D_e (voir la revue de Aachib et al., 2004). Des modèles semi-empiriques, tels ceux de Marshall (1959), Millington et Quirk (1961) et Millington et Shearer (1971) permettent d'estimer le coefficient de diffusion à partir de la distribution des pores, de leur géométrie et de l'humidité dans le sol, mais ils négligent la diffusion de l'oxygène dans l'eau. Collin (1987) a modifié le modèle de Millington et Shearer (1971) pour prendre en considération

la diffusion de l'oxygène dans la phase aqueuse. Le modèle considéré dans cette étude est celui développé par Aubertin et al. (1999, 2000a), Mbonimpa et al. (2003) et Aachib et al. (2004) basé sur les travaux de Collin (1987). Ce modèle considère à la fois la diffusion de l'oxygène dans la phase aqueuse et dans la phase gazeuse.

D'après ce modèle le coefficient de diffusion effectif D_e est fonction du coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau D_w° ($D_w^\circ = 2.2 \times 10^{-9} \text{ m/s}^2$) et du coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air D_a° ($D_a^\circ = 1.8 \times 10^{-5} \text{ m/s}^2$). La valeur varie en fonction de la teneur en eau θ_w et de la teneur en air θ_a du milieu. L'équation de D_e s'écrit sous la forme (Aachib et al., 2002, 2004):

$$D_e = \frac{1}{n^2} [D_a^\circ \theta_a^{p_a} + H D_w^\circ \theta_w^{p_w}] \quad (2.43)$$

On obtient généralement de bonnes prédictions de la valeur de D_e en posant $p_a = p_w = 3.3$ (Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2002, 2003). Il est aussi possible d'utiliser les équations suivantes pour exprimer plus précisément la variation de p_a et p_w avec la teneur en eau et en air du milieu (Aachib et al., 2004) :

$$p_a = 1,201 \times \theta_a^3 - 1,515 \times \theta_a^2 + 0,987 \times \theta_a + 3,119 \quad (2.44)$$

$$p_w = 1,201 \times \theta_w^3 - 1,515 \times \theta_w^2 + 0,987 \times \theta_w + 3,119 \quad (2.45)$$

La figure 2.5 montre des résultats présentés par Aachib et al. (2002, 2004). La courbe en trait plein donne l'approximation obtenue avec l'équation 2.43 (pour une porosité moyenne n de 0,4) alors que les points sont des valeurs obtenues expérimentalement pour diverses porosités. Cette figure montre une bonne concordance entre le modèle de prédiction et les résultats expérimentaux obtenus.

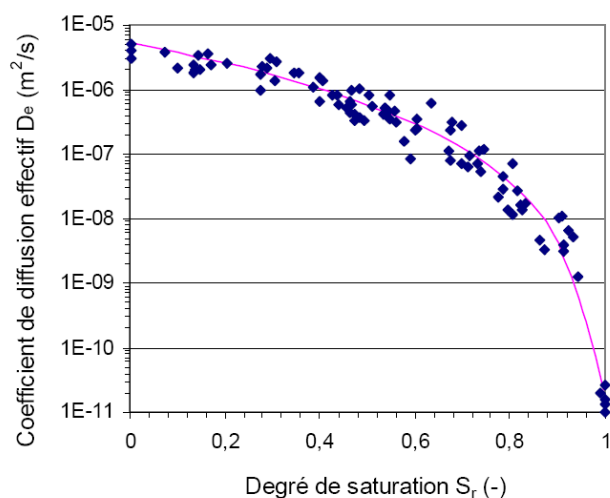


Figure 2-5 : Comparaison entre la courbe de prédiction du coefficient de diffusion effectif obtenu à l'aide du modèle d'Aachib et al. (2004) et des mesures obtenues en laboratoire (tiré de Gosselin, 2007)

2.3.2 Coefficient du taux de réaction des minéraux sulfureux

Les réactions chimiques entre les minéraux sulfureux et l'oxygène influencent les modes de transport de l'oxygène dans les résidus et le recouvrement. Le taux de réactivité des minéraux sulfureux est un bon indicateur de la production de DMA. Le coefficient du taux de réaction cinétique K_r qui apparaît dans la 2^e loi de Fick modifiée (eq 2.40) reflète la vitesse de consommation de l'oxygène par les minéraux sulfureux. Celle-ci est fonction de la surface spécifique des grains en contact avec l'oxygène ainsi que de leur teneur en pyrite. L'équation de Collin (1987) et le modèle du noyau de réaction permettent d'estimer la valeur de K_r à partir des propriétés du matériau (incluant sa teneur en pyrite).

2.3.3 Equation de Collin

L'équation de Collin (1987, 1998) permet de déterminer K_r en posant l'hypothèse que les réactions de surface sont proportionnelles à la proportion de minéraux sulfureux présent (i.e la pyrite). Mbonimpa et al. (2003) a adapté le modèle pour y introduire le diamètre équivalent D_H . Cette équation peut être écrite sous la forme suivante (Mbonimpa et al., 2003) :

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad (2.46)$$

où K' est la réactivité de la pyrite avec l'oxygène ($K' \approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/s}$), C_p est la masse de pyrite sur la masse de rejets [MM^{-1}] et n est la porosité. Avec ce modèle, on pose l'hypothèse que la pyrite est directement accessible à l'oxygène, et que la surface de pyrite par unité de volume de pyrite est la même que pour le solide ($\text{m}^2 \text{ surface de pyrite}/\text{m}^3 \text{ pyrite} = \text{m}^2 \text{ surface de solide}/\text{m}^3 \text{ solide}$). D_H est le diamètre équivalent des particules. On considère que les grains de pyrite ont tous le même diamètre équivalent obtenu à partir des paramètres de la courbe granulométrique.

2.3.3.1 Modèle du noyau de réaction

Le modèle du noyau de réaction («shrinking core model») a été développé par Levenspiel (1972). Il permet de déterminer le taux de réaction d'oxydation des minéraux sulfureux et plus particulièrement de la pyrite, en fonction de la disponibilité de l'oxygène à la surface du grain et dans la zone oxydée entourant le noyau du grain. Ce modèle pose l'hypothèse que la pyrite est uniformément répartie au sein du grain de pyrite sphérique et considère la diffusion de l'oxygène comme l'élément limitant des réactions d'oxydation.

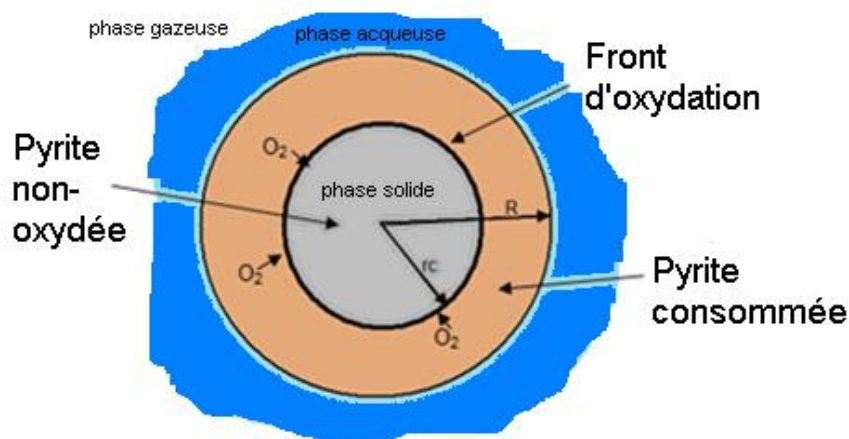


Figure 2-6 : Schéma des paramètres physiques pris en compte dans le modèle du noyau de réaction (adapté de Davis and Ritchie, 1986)

La figure 2.6 présente un schéma avec les paramètres du modèle du noyau réactif. Ce modèle considère un grain de pyrite de diamètre R_i entouré d'un film d'eau immobile. Le noyau non-oxydé du grain a un rayon r_c . La disponibilité de l'oxygène à l'extérieur du grain de pyrite dépend à la fois du coefficient de diffusion de l'oxygène dans la phase gazeuse et aqueuse de la matrice du matériau mais aussi d'un coefficient de diffusion de l'oxygène dans le grain de pyrite D_2 . L'oxydation se fait le long du front d'oxydation. La zone grise contient de la pyrite non-oxydée alors que dans la zone orange la pyrite est complètement oxydée. La teneur en oxygène dans l'eau est déterminée par la teneur en eau équivalente (équation 2.38) et à l'aide de la loi de Henry. La réactivité des minéraux sulfureux est exprimée par un paramètre de consommation d'oxygène Q_{O_2} . La seconde loi de Fick (équation 2.39) est alors réécrite (Molson et al., 2005):

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - Q_{O_2} \quad (2.47)$$

Le taux de consommation de l'oxygène appelé Q_{O_2} est exprimé par l'équation:

$$Q_{O_2} = D_2 \frac{3(1 - \theta_s)}{R_i^2} \left(\frac{r_c}{R_i - r_c} \right) \frac{C_a}{H} = K_r C_a \quad (2.48)$$

où C_a est la concentration de l'oxygène dans l'air. Pour appliquer cette équation il faut donc connaître D_2 , r_c et R_i qui peuvent varier dans le temps.

2.3.4 Évaluation du flux d'oxygène

Il existe trois principales méthodes expérimentales pour évaluer le taux d'oxydation des sulfures (Elberling et al., 1994) : la méthode des sulfates, la méthode du gradient d'oxygène et la méthode de consommation d'oxygène. Ces trois méthodes sont successivement présentées ici. La méthode de consommation d'oxygène a été utilisée au cours de nos essais.

La méthode des sulfates consiste à déterminer la quantité de soufre qui s'est oxydée à partir de la quantité de sulfate formée. D'après l'équation 1.1 sur l'oxydation de la pyrite, pour chaque mole de sulfate formée il y a 1,75 mole d'oxygène consommée (peut varier avec le pH). Ainsi, il est possible à partir de la quantité de sulfate récupérée en solution de déterminer la quantité

d'oxygène consommée par la réaction d'oxydation. Cette méthode considère uniquement la réaction d'oxydation directe puisque le seul agent d'oxydation de la pyrite est l'oxygène. Seule la pyrite consomme l'oxygène et il n'y a aucune autre source de sulfate dans notre échantillon. Nicholson et al. (1989) a proposé un ajustement pour tenir compte de l'oxydation indirecte; dans ce cas le rapport $O_2:SO_4$ passe à 2 :1 au lieu de 1.75 :1. Elle peut être appliquée autant pour des essais en colonnes que des essais en cellules humides et a été utilisée dans de nombreuses études, dont Elberling et al. (1994), Bussière et al. (1997, 2004), Erickson et al. (2001).

La méthode du gradient d'oxygène implique de connaître la concentration d'oxygène dans l'eau et dans le gaz à plusieurs profondeurs dans les résidus (et le recouvrement). Le profil obtenu à partir des mesures de teneur en oxygène dans le milieu exposé (sans couverture) est habituellement comparé à une solution en régime permanent (équation 2.41). Le taux d'oxydation est alors déduit à partir des concentrations d'oxygène à l'aide de la loi de conservation de la masse et des équations de diffusion et consommation. Divers codes comme le logiciel POLLUTE solutionnent ces équations de transport, ce qui permet de modéliser le profil de la concentration en oxygène. On cherche alors à obtenir la meilleure corrélation pour le profil de concentration prédit par le logiciel en le superposant aux valeurs expérimentales obtenues. La valeur de D_e doit avoir été préalablement estimée et peut être ajustée au besoin. Cette méthode a été employée par différents auteurs dont Yanful et al. (1994), Li et al. (2000), Elberling et Damgaard (2001), Vigneault et al. (2001), Gosselin (2007) et Demers et al. (2008a).

L'approche utilisée dans cette étude est basée sur la méthode de consommation d'oxygène qui est présentée en détails au chapitre 3. Elle permet de déterminer le flux d'oxygène à partir de la décroissance de la concentration de l'oxygène dans un réservoir. On place dans un espace hermétiquement fermé une quantité de résidus miniers en contact avec l'air ($[O_2] = 20.9\% = 280$ mg/L). On mesure la diminution de l'oxygène (consommé par les rejets) dans le réservoir à l'aide d'un capteur. La première interprétation de cet essai a été proposée par Elberling et al. (1994, 1996) et suppose un régime permanent dès le début de l'essai. La réaction cinétique entre l'oxygène et la pyrite est alors considérée de premier ordre tel que proposé par Nicholson et al. (1988). Cet essai permet de déterminer conjointement le coefficient de diffusion D_e et le taux de réactivité du matériau K_r (sans pouvoir les séparer). Cette méthode a été utilisée par Elberling et

al. (1994, 1996), Bussière et al. (1998, 2002, 2004), Dagenais (2005), Martin et al. (2006a), Gosselin (2007) et Ouangrawa (2007).

Une interprétation alternative de cet essai, appelée méthode de consommation d'oxygène modifiée, a été proposée par Aubertin et al. (2000a, 2000b) et Mbonimpa et al. (2002). L'essai est basé sur la méthode de consommation d'oxygène conventionnelle, mais il dure plus longtemps. Les résultats sont interprétés en régime transitoire à l'aide de calculs numériques. Pour cette étude, le logiciel POLLUTE (Rowe et al., 1994) a été utilisé. Le logiciel et la méthode d'interprétation de cet essai sont présentés à la section 2.6.2.

Des essais en laboratoire menés par Elberling et al. (1994), Bussière et al. (1998, 2004) et Elberling et Damgaard (2001) ainsi que des essais réalisés sur le terrain par Elberling et Nicholson (1996), montrent une bonne corrélation entre la méthode de consommation d'oxygène et la méthode des sulfates. Elberling et al. (1994) et Elberling et Nicholson (1996) notent néanmoins que la méthode de consommation d'oxygène donne des valeurs plus élevées que la méthode des sulfates. Ceci pourrait être causé par, la précipitation de minéraux secondaires sulfatés (gypse, anhydrite...) avant que ne s'installe le régime permanent. Lorsqu'on atteint le régime permanent, les deux méthodes donnent des résultats similaires (Bussière et al., 1998; 2004). D'après Elberling et al. (1994) et Elberling et Nicholson (1996), la méthode de consommation d'oxygène offrirait toutefois une meilleure précision (pour des réactivités élevées).

La méthode de consommation d'oxygène peut être utilisée en laboratoire et sur le terrain. Les essais peuvent aussi être réalisés au travers d'une couverture (figure 2.7) ou directement sur les rejets (Tibble et Nicholson, 1997; Bussière et al., 2002; Mbonimpa et al., 2002; Dagenais, 2005; Gosselin, 2007). Sur le terrain, on insère un tube d'aluminium au travers de la couverture tel que présenté à la figure 2.7a pour des essais de courte durée et à la figure 2.7b pour des essais de longue durée. D'après Tibble (1997), il est important que le tube pénètre la zone des rejets pour empêcher qu'il y ait une migration horizontale d'oxygène qui viendrait fausser les résultats (figure 2.7b). Le réservoir source situé au sommet du tube est fermé et on note la décroissance de $[O_2]$ dans le temps. Ces essais peuvent être analysés à l'aide du logiciel POLLUTE comme dans le cas des essais de laboratoire (Mbonimpa et al. 2002).

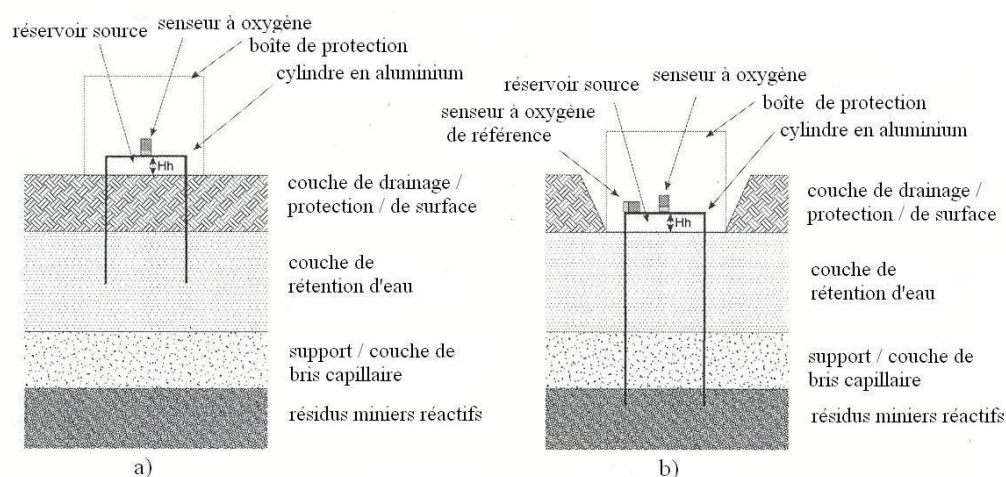


Figure 2-7 : Montage utilisé pour l'essai de consommation d'oxygène sur le terrain dans le cas d'une CEBC pour les essais à courte durée (a) et pour les essais à longue durée (b) (tiré de Dagenais, 2005).

De nombreux facteurs sont à considérer lorsqu'on veut mesurer le potentiel d'oxydation de rejets (Tibble, 1997):

- le taux de réaction des résidus est influencé par la teneur en sulfure des rejets. Une plus grande teneur en sulfure correspond à une augmentation des sites potentiels d'oxydation;
- le type de sulfures présent. Par exemple, la pyrrhotite est 20 à 100 fois plus réactive que la pyrite (Nicholson et al., 1994);
- l'âge des particules est un facteur important puisque des résidus déjà exposés se sont oxydés et présentent une plus faible quantité de sulfure (partiellement consommée);
- la granulométrie des rejets influence aussi le taux de réaction puisque des particules plus petites présentent une plus grande surface spécifique et ainsi un plus grand potentiel d'oxydation;
- la teneur en eau des rejets et la position du niveau de la nappe influencent le flux d'oxygène et ainsi le taux d'oxydation des résidus;
- la température (qui peut accélérer et/ou ralentir les réactions);
- la présence de bactéries (qui peuvent catalyser les réactions);

- la passivation de la surface des rejets;
- le pH et Eh de la solution interstitielle.

Ces facteurs d'influence ont aussi été identifiés par Mbonimpa et al. (2003), Dagenais (2005), Ouangrawa (2007) et Gosselin (2007).

2.4 Méthodes de prédiction du DMA

Afin de mettre en place une solution de restauration adéquate sur un parc à résidus, il est important de connaître le taux de réaction des minéraux sulfureux et neutralisants dans les rejets et ainsi de prédire quel sera le niveau de production de DMA. Plusieurs études ont été réalisées sur la quantification du taux d'oxydation des sulfures en milieu saturé, par exemple dans le cas d'un recouvrement en eau ou en condition partiellement saturé (i.e. dans le cas d'une nappe surélevée). À la base, il faut toutefois connaître, le potentiel de génération d'acide des rejets miniers, qui peut être évalué à l'aide d'essais statiques, d'essais cinétiques ou de modélisations (Perkins et al., 1995; Aubertin et al., 2002). Certains essais statiques et cinétiques sont décrits ici.

2.4.1 Essais statiques

Les essais statiques visent à évaluer le potentiel d'acidification PA et le potentiel de neutralisation PN des minéraux présents dans les rejets. Ces potentiels sont basés sur un bilan chimique entre les minéraux acidogènes et acidivores et ils permettent de statuer sur le potentiel net de génération d'acide PNA . Les essais statiques ne donnent aucune information sur les délais de production d'acide, mais ils fournissent un bilan instantané de l'équilibre chimique.

Il existe différents essais statiques standards identifiées dans le rapport MEND (1996) et dans Benzaazoua et al. (2002), Aubertin et al. (2002) et Plante (2004). Pour cette étude, on s'intéresse à la méthode ABA de Sobek et al. (1978) et à la méthode ABA modifiée par Lawrence (1990). Ces deux méthodes présentent une démarche similaire mais posent des hypothèses de travail différentes. À partir du PA et du PN obtenus, il est possible de calculer le potentiel net de neutralisation (PNN), ($PNN=PN-PA$) et le ratio PN/PA qui permettent d'évaluer le potentiel de génération d'acide.

2.4.1.1 Méthode ABA

La méthode ABA (Sobek et al., 1978) utilise le soufre total pour le calcul du *PA* et elle considère que tout le soufre provient de la pyrite (SRK, 1989). La première étape est de déterminer le potentiel de génération d'acide *PA*. Ce paramètre est exprimé en kg de calcite par tonne de rejets et se calcule grâce à l'équation suivante:

$$PA = \%S_{tot} \times 31,25(kgCaCO_3 eq/t) \quad (2.49)$$

où $\%S_{tot}$ est le pourcentage de soufre total, 31,25 est un facteur de conversion basé sur les équations stœchiométriques qui décrivent le processus d'oxydation directe de la pyrite (équation 2.50) et le processus de neutralisation par la calcite (équation 2.51) :



Une mole de pyrite contient deux moles de soufre ($2 \times 32g$), qui s'oxyde pour former deux moles d'acide sulfurique. Deux moles de calcite ($2 \times 100g$) sont nécessaires pour neutraliser deux moles d'acide. On exprime alors l'acidité en fonction de la teneur en soufre et on obtient le ratio :

$$(2 \times 100g) / (2 \times 32g) \times 100 = 3,215\% = 31,25 \text{ kg } CaCO_3 / t.$$

On peut aussi calculer le potentiel d'acidité des sulfures *PAS* :

$$PAS = \%S_{sulfures} \times 31,25(kgCaCO_3 eq/t) \quad (2.52)$$

où $\%S_{sulfures} = (\%S_{total} - \%S_{sulfates})$ représente le pourcentage de soufre provenant des sulfures; $\%S_{sulfates}$ est le pourcentage de soufre provenant des sulfates. Les teneurs peuvent être obtenues par analyse au spectrophotomètre.

On obtient le potentiel de neutralisation *PN* par titrage acide-base. Cette méthode consiste à ajouter une quantité connue de HCl (0,1N ou 0,5N) à 2g d'un échantillon présentant une granulométrie fine (passant le tamis 250 μ m). La quantité de HCl à ajouter est déterminée à l'aide du test FIZZ. Le test FIZZ consiste à observer les bulles de CO₂ qui émanent d'une solution chauffée suite à l'ajout d'une petite quantité de HCl 33% sur la surface des rejets. Suite à l'ajout

de HCl, la solution est mélangée afin d'assurer une réaction complète des minéraux neutralisants présents dans l'échantillon. Par la suite, on titre le mélange à l'aide d'une solution de NaOH (0,1N ou 0,5N) jusqu'à obtenir un pH de 7. Le PN , exprimé en kg CaCO_3/t de matériau, est calculé à l'aide de l'équation suivante:

$$PN = \frac{50a \left[x - y \left(\frac{b}{a} \right) \right]}{c} \quad (2.53)$$

où a et b sont les normalités du HCl et du NaOH, x et y sont les volumes des solutions de HCl et NaOH (ml), c est la masse de l'échantillon (g) et 50 est un facteur de conversion en % qui correspond à $M_{\text{CaCO}_3}/2$ (puisque'il faut 2 moles de calcite par mole de pyrite).

Il est alors possible de calculer le PNN ($= PN-PA$) et le ratio PN/PA .

La capacité de génération d'acide des rejets est déterminée à partir du potentiel de génération d'acide de l'échantillon à l'aide divers critères tel que ceux présentés dans Ferguson et Morin (1991), Miller et al. (1991), Benzaazoua et al. (2002), Aubertin et al. (2002) et Plante (2004) :

$PNN > +20 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$, l'échantillon est considéré comme non générateur d'acide;

$PNN < -20 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$, l'échantillon est considéré comme générateur d'acide;

$20 \leq PNN \leq +20 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$, on se trouve dans une zone d'incertitude et d'autres essais sont nécessaires.

Plus de détails sur cette interprétation peuvent être trouvés dans Plante (2004).

Le ratio PN/PA permet aussi d'évaluer le potentiel de génération d'acide grâce aux critères présentés à la figure 2.8. Ainsi, on voit :

- en rouge : $PN/PA < 1 \rightarrow$ l'échantillon sera générateur d'acide;
- en bleu : $1 < PN/PA < 3 \rightarrow$ le potentiel de génération d'acide est incertain
- en vert : $PN/PA > 3 \rightarrow$ l'échantillon n'est pas générateur d'acide.

À noter que la limite inférieure de la zone où l'échantillon est considéré comme non générateur d'acide ($PN/PA=3$) peut varier selon la méthode d'interprétation (et selon les auteurs). La zone jaune sur la figure 2.8 correspond à une teneur en sulfures inférieure à 0,1% ; on considère que les rejets sont non-générateurs pour une teneur aussi faible.

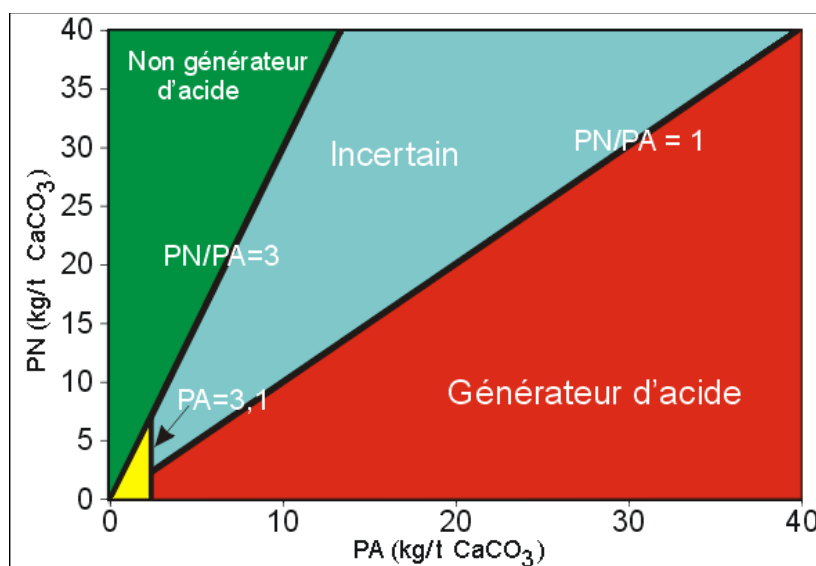


Figure 2-8: Graphique permettant de prédire le potentiel de génération d'acide d'un matériau à partir des relations entre le PN et le PA (Adam et al., 1997)

2.4.1.2 Méthode ABA modifiée

La méthode ABA modifiée (Lawrence et Wang, 1997) utilise les mêmes principes de base que la méthode ABA mais peut différer quant à la détermination des paramètres PA et PN . Le PA considère le soufre sulfure (équation 2.49) comme unique élément générateur d'acidité. Le PN est déterminé par titrage acide-base, mais la solution n'est pas chauffée et les éléments qui ne réagiraient pas à température ambiante ne sont pas pris en compte. Cette technique néglige ainsi l'apport des silicates. La détermination du PA et du PN serait plus réaliste que la méthode originale qui tend à surestimer ces facteurs.

Pour cette méthode, on peut aussi déterminer le potentiel de neutralisation des carbonates (PNC) à l'aide de l'analyse du carbone inorganique total réalisée par spectrophotométrie ou grâce au LECO. Le PNC est alors calculé à l'aide de l'équation:

$$PNC = \%CO_2 \text{ inorganique} \times 22,74 \text{ kg CaCO}_3 /t \quad (2.54)$$

où le facteur 22,74 est basé sur l'équation stœchiométrique décrivant la neutralisation de l'acide par la calcite:



Une mole de CO_2 (44g) est contenue dans une mole de calcite (100g). On exprime alors le potentiel de neutralisation en fonction du carbone inorganique total, soit :

$$100/44 = 2,274 \text{ ou } 22,74 \text{ kg CaCO}_3 /t.$$

2.4.2 Essais cinétiques

Une fois que l'on a déterminé le potentiel de génération d'acide de notre échantillon avec les essais statiques, on peut procéder aux essais cinétiques. Ceux-ci permettent de déterminer les délais de production d'acidité et l'évolution de la qualité du lixiviat dans le temps. Ils permettent d'évaluer le temps qui va s'écouler avant que les minéraux neutralisants soient épuisés et ainsi la période requise pour que la génération d'acide devienne problématique. Grâce à ces essais, il est aussi possible de savoir le temps requis pour épuiser le potentiel de génération d'acidité (puisque l'on peut aussi connaître le taux de disparition des minéraux sulfureux).

Différents types d'essai ont été développés et sont présentés dans les rapports MEND (1989), MEND (1991), et les travaux de Benzaazoua et al. (2002), Aubertin et al. (2002) et Villeneuve (2004). Parmi ceux-ci, les six principaux essais utilisés sont: l'essai de confirmation de Colombie-Britannique (C.-B.), le réacteur Soxhlet, l'essai en flacons agités, les cellules d'humidité, les colonnes (ou lysimètres) et les parcelles d'essais in situ.

L'essai en cellule humide est une méthode cinétique agressive, qui montre des taux de production de sulfates plus élevés que les essais en colonne. L'utilisation de colonnes est recommandée pour la prédiction de la qualité de l'eau d'un effluent minier et l'utilisation de cellules humides pour la détermination du potentiel de génération d'acide à long terme (Benzaazoua et al., 2004). Pour les fins de notre projet, on s'intéresse plus particulièrement aux essais cinétiques en colonne.

Nos essais sont réalisés dans des colonnes de Plexiglas. Elles peuvent avoir de 50 cm à 2 m de hauteur et un essai peut durer de quelques semaines à plusieurs mois selon la taille de la colonne, les paramètres de montage et les propriétés hydro-géotechniques des matériaux (indice des vides, CRE, conductivité hydraulique, présence d'une couverture, etc).

Dans un essai en colonne, on effectue des cycles de mouillage-séchage par ajout d'eau au sommet de la colonne. On peut aussi faire varier la position de la nappe. Le choix de la profondeur de la nappe permet de représenter des conditions de terrain ou des conditions extrêmes (position de nappe très basse, longue période de sécheresse). Le protocole expérimental et l'instrumentation des colonnes dépendent de l'objectif du projet. Généralement, les colonnes sont instrumentées à l'aide de capteurs qui mesurent la pression de l'eau, la teneur en eau et la concentration en oxygène. Le lixiviat est récupéré au bas des colonnes pour faire des analyses chimiques et déterminer le taux de production d'acide et son évolution dans le temps. Des points de prélèvements d'eau sur les colonnes permettent de suivre l'évolution de la qualité de l'eau au sein des rejets. La figure 2.9 présente 5 modèles d'essai en colonne. Chaque colonne présente des points d'échantillonnage et des sorties d'eau différents ainsi que des niveaux d'eau variables. Ces configurations permettent de simuler différents scénarios.

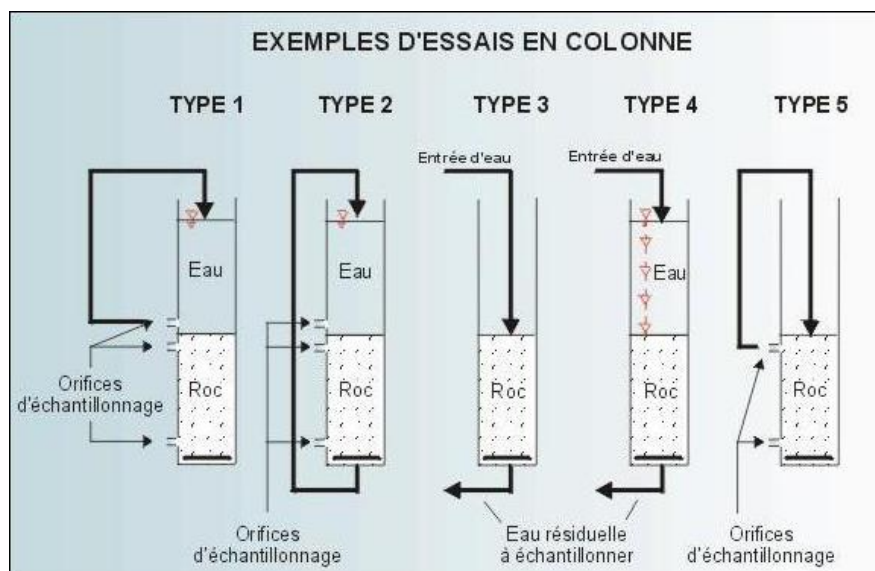


Figure 2-9 : Exemples d'essais en colonne avec des points d'échantillonnage et des niveaux d'eau variables (adapté de SRK, 1991; tirée de Aubertin et al., 2000a)

2.5 Solutions de restauration des parcs à résidus miniers

En climat humide, l'objectif habituellement recherché pour la restauration d'un parc de rejets miniers générateurs d'eau acide est de diminuer le flux d'oxygène vers les résidus et ainsi de réduire la production de DMA. Tel que mentionné précédemment, le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air D^o_a est environ 10 000 fois plus élevé que celui dans l'eau D^o_w . En conservant les résidus saturés, il est alors possible de réduire le flux d'oxygène qui pénètre les rejets et ainsi d'empêcher la génération du DMA. La méthode de la nappe surélevée a été développée à partir de la méthode du recouvrement en eau. Ces deux méthodes sont présentées dans les sections suivantes. On poursuit ensuite avec les recouvrements monocouches faits de matériau meubles.

2.5.1 Recouvrements en eau

La méthode du recouvrement en eau est une technique de prévention du DMA assez largement utilisée qui repose sur le fait que le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau est très faible. Il a été démontré que cette technique peut réduire l'apport en oxygène à des quantités négligeables (MEND, 2001; Aubertin et al., 2002).

La mise en place d'un tel système requiert souvent la construction de digues étanches et d'évacuateurs de crue. Elle peut uniquement être implantée dans des régions où le bilan hydrique est positif en tout temps. Ce type de solution nécessite des installations complexes, un suivi du comportement des digues et il demande une surveillance constante du niveau d'eau (Aubertin et al., 2002).

De nombreux facteurs peuvent influencer l'efficacité d'un recouvrement en eau, tel que présenté à la figure 2.10. Les mouvements d'eau engendrés par les vents et aux vagues sont à l'origine de la remise en suspension des rejets. Ils facilitent le transport de l'oxygène dissous qui réagit avec les rejets sulfureux et peut engendrer le relargage de métaux dissous et la baisse du pH de l'eau.

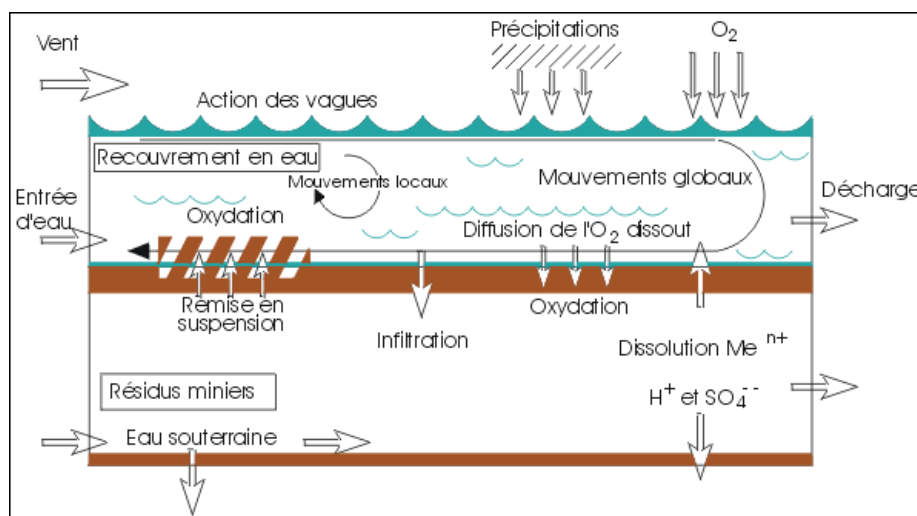


Figure 2-10 : Éléments influençant l'efficacité d'un recouvrement en eau (inspiré de Li et al., 1997; tiré de Aubertin et al., 2002)

Des études ont montré que les particules remises en suspension s'oxydent rapidement (Catalan et Yanful, 2000), ce qui nuit à la qualité de l'eau du recouvrement. La remise en suspension des particules est généralement liée à la taille des particules, à leur densité et à la cohésion et à la compaction des rejets.

De nombreuses études en laboratoire (Li et al., 1997; Yanful and Verma, 1999; Catalan, 2000 ; Li et al., 2000 ; Peacey et Yanful, 2003) et sur le terrain (Adu Wusu et al., 2001; Mbonimpa et al., 2008) ont été réalisées sur les recouvrements en eau. Ces recherches présentent la méthode du recouvrement en eau comme étant l'une des méthodes les plus efficaces pour la prévention du DMA et de restauration des sites. Des études ont aussi été réalisées pour développer des modèles basés sur le potentiel de remise en suspension afin d'optimiser ce type de recouvrement (e.g. Atkins et al., 1997 ; Li et al., 1997 ; Adu-Wusu et al., 2001 ; Catalan and Yanful, 2002 ; Peacey and Yanful, 2003 ; Mian and Yanful, 2003).

Un des principaux problèmes liés aux recouvrements en eau est la présence de vents qui engendrent des vagues et des mouvements d'eau au sein du recouvrement. Des études montrent que plus la vitesse est forte plus l'oxydation des rejets est grande (Yanful et Verma, 1999). La remise en suspension des particules peut se produire lorsque les contraintes de cisaillement engendrées par les vents sont plus grandes que la résistance des rejets. Des modèles de prédiction

ont été développés pour définir les contraintes de cisaillement (Mian and Yanful, 2003, 2007) et pour prédire la quantité de matière qui sera remise en suspension en fonction des vents (Samad et Yanful, 2005). Mbonimpa et al. (2008) mentionnent qu'une épaisseur de 1 m d'eau est généralement suffisante pour empêcher la remise en suspension des particules et l'oxydation des rejets miniers sulfureux. Les résultats documentés dans la littérature démontrent généralement une bonne efficacité du recouvrement sur le terrain.

2.5.2 Technique de la nappe surélevée

Les concepts à la base de la technique de la nappe surélevée ont été développés au cours des dernières années (MEND, 1996; Aubertin et al., 1999; Dagenais, 2005). Cette technique présente de nombreux avantages pour la gestion et la fermeture d'un parc à résidus (voir plus loin). Cette solution consiste à conserver les résidus saturés sans eau libre. Pour cela on peut utiliser la capacité de rétention capillaire des rejets situés au dessus de la nappe phréatique. De cette façon les rejets conservent un degré de saturation élevé ce qui permet de réduire la diffusion d'oxygène dans le parc et donc la formation de DMA.

La figure 2.11 présente deux vues schématisées (en section) d'un parc à résidus avec nappe surélevée et recouvrement monocouche. Dans ce cas, les résidus sont déposés dans un parc comportant une fondation et des digues imperméables. Le niveau de la nappe est conservé à une profondeur inférieure à l'AEV des rejets. Le parc est recouvert d'un recouvrement monocouche fait d'un sol grossier tel un sable. La méthode de la nappe surélevée présente des avantages géotechniques par rapport aux recouvrements en eau puisque le niveau d'eau est plus bas au sein du parc et les pressions d'eau sont plus faibles. Les digues et les fondations doivent être imperméables pour conserver le niveau d'eau suffisamment élevé dans le parc, mais les ouvrages nécessitent des infrastructures et un suivi moins critique qu'un recouvrement en eau. Une nappe surélevée permet aussi de réduire les risques d'érosion, de bris de digue, de formation de glace en surface et le long des digues et les débordements en crête. Cette technique engendrerait aussi des coûts de mise en place et d'entretien plus faibles qu'un recouvrement en eau (et qu'un recouvrement multicouches). Les résultats obtenus par Ouangrawa et al. (2009) montrent qu'une nappe suffisamment élevée permet une efficacité équivalente à celle d'autres méthodes de restauration (tel un recouvrement en eau ou une CEBC) pour des rejets frais (i.e. inaltérés).

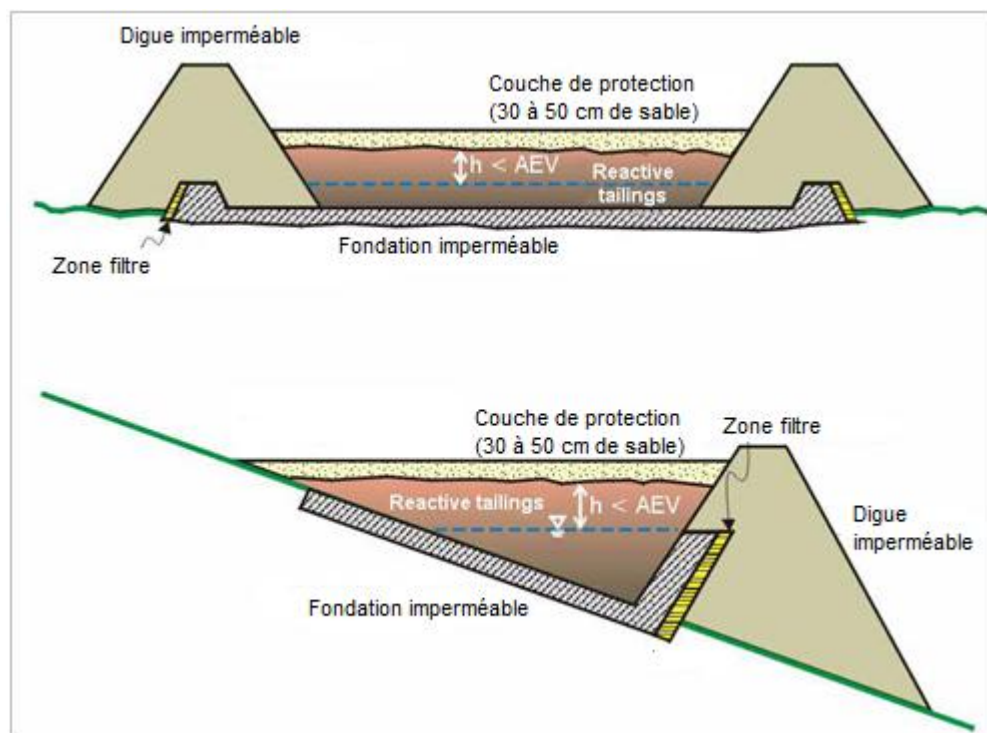


Figure 2-11 : Présentation schématisée de la méthode de la nappe surélevée avec un recouvrement monocouche pour contrôler la production de DMA (Aubertin et al., 1999)

La nappe peut être maintenue au niveau de la surface des rejets ou à faible profondeur. Dans ce dernier cas, la remontée capillaire dans les rejets miniers dépend de leurs propriétés hydrogéologiques tels que la granulométrie, la porosité et l'AEV du matériau. En général, plus un matériau est fin, plus son AEV sera élevé, et plus la remontée capillaire sera grande.

La figure 2.12 présente les profils de teneurs en eau et de pressions dans un sol au-dessus et au-dessous du niveau de la nappe phréatique à l'état stationnaire. La frange capillaire est la zone conservée entièrement saturée par capillarité au-dessus du niveau de la nappe. La zone vadose correspond à toute la section de sol saturé ou partiellement saturé au-dessus du niveau phréatique. À l'état stationnaire on voit que la pression p (ou succion ψ) est égale à l'élévation z et le profil de teneur en eau correspond à la CRE du matériau.

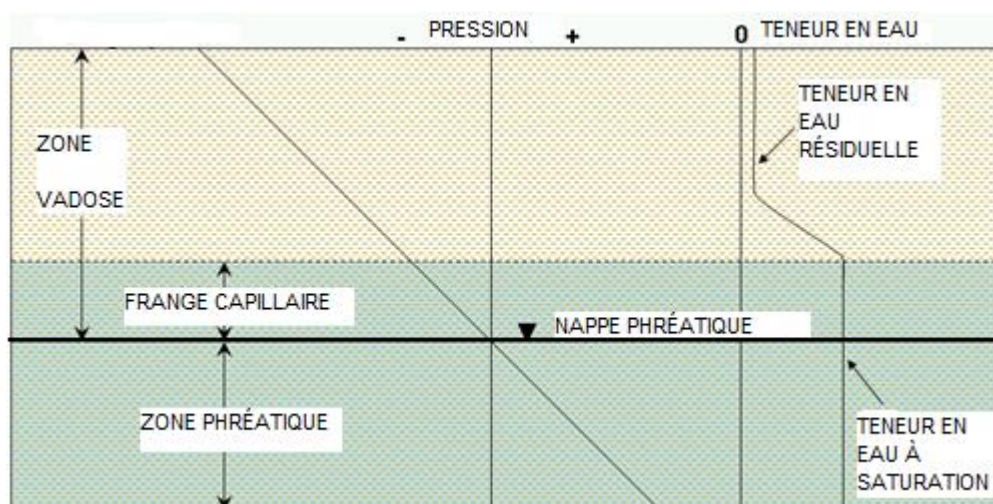


Figure 2-12 : Profils de teneur en eau et de pression dans un parc à résidus au dessus et au dessous du niveau de la nappe phréatique à l'état stationnaire (adapté de MEND, 1996)

L'efficacité de la méthode de la nappe surélevée est fortement influencée par la position de la nappe au sein du parc. Suite à des essais en colonnes, Dagenais (2005) a observé que le taux d'oxydation des résidus dépend principalement de leur teneur en pyrite et de leur degré de saturation. Pour une efficacité optimale, la profondeur de la nappe doit être inférieure à l'AEV afin de conserver les résidus saturés par capillarité (MEND, 1996; Orava et al., 1997). Une meilleure applicabilité est donc obtenue dans le cas de résidus fins qui présentent une distribution granulométrique qui leur confèrent des propriétés hydriques favorables, telles un AEV élevé et une conductivité hydraulique faible.

À l'aide d'essais de drainage en colonnes, Ouangrawa (2007) a réalisé une étude sur le comportement hydrogéochimique des rejets miniers partiellement saturés afin d'évaluer quantitativement l'efficacité de la technique de la nappe surélevée comme méthode de contrôle à la fermeture de site. Elle a montré que des rejets plus denses présentant une faible porosité et un AEV élevé restent saturés plus longtemps. L'utilisation de rejets en pâte ou épais pourrait donc augmenter l'efficacité à long terme d'une nappe surélevée.

Les travaux de Ouangrawa (2007) ont aussi montré que l'évolution du pH et des concentrations en sulfates et en métaux est fonction du degré de saturation des rejets. Ainsi, plus la nappe est profonde, plus il y a risque d'oxydation des rejets. La minéralogie et la composition chimique ont

peu d'influence sur l'efficacité de la technique lorsque les degrés de saturation restent élevés ($S_r > 85$ à 90%). Ouangrawa (2007) suggère comme critère de design de conserver la profondeur de la nappe inférieure à moins de 0,5 fois l'AEV du rejet afin de conserver les résidus miniers saturés. Des résultats allant dans le même sens ont aussi été obtenus par Demers et al. (2008b).

2.5.2.1 Mise en place d'une nappe surélevée

Il y a trois principales approches qui peuvent être appliquées afin d'élever le niveau de la nappe au sein d'un parc à résidus (MEND, 1996; Orava et al., 1997):

- Modifier le bilan hydrique du parc à résidus
- Augmenter la capacité de rétention d'eau des rejets
- Inclure des barrières à l'écoulement de l'eau dans les rejets

Modification du bilan hydrique

Afin de modifier le bilan hydrique d'un parc à résidus, on vise usuellement à ce que la quantité d'eau entrant sur le site soit supérieure à celle sortant du parc (du moins pendant la phase de «remplissage» du bassin). Il peut alors être nécessaire d'augmenter l'apport en eau sur le site ou diminuer les pertes d'eau dans le parc. Les précipitations, le ruissellement, l'eau souterraine et les sources d'eau de surface sont des intrants d'eau possibles alors que l'évaporation, l'eau évacuée hors du site via l'écoulement souterrain ou par évacuateurs et drains sont des pertes. Pour augmenter la quantité d'eau entrant sur le site on peut par exemple dériver, à l'aide d'un système de drainage, un point d'eau naturel environnant vers le site. Afin de réduire l'eau sortant du site, on peut réduire l'écoulement au travers des ouvrages de confinement tel que les digues et les barrières naturelles. Il est aussi possible de diminuer l'évaporation et d'améliorer l'infiltration au sein du parc.

La méthode de modification du bilan hydrique a été utilisée au site East Mine de Falconbridge (Xstrata) en Ontario où une digue intermédiaire a été construite à la fermeture du site afin d'augmenter le niveau de nappe ce qui a causé la formation par endroits d'un lac. Des études menées sur le site (Elberling et al., 1994) ont permis de montrer un lien direct entre la profondeur de la nappe et l'oxydation des rejets. On observe aussi une diminution du flux d'oxygène vers les

rejets qui passe de 0,1 mol/m²/an dans la zone submergée du parc (lac) à 300 mol/m²/an à une distance de 150 m de cette zone. Cette méthode a aussi été appliquée au site de Dona Lake Mine où une barrière additionnelle a été construite autour du site. Cette barrière étanche permet de conserver l'eau dans le parc et ainsi de conserver les rejets saturés.

Augmentation de la capacité de rétention des rejets

Pour augmenter la capacité de rétention des résidus, on doit modifier leurs caractéristiques physiques avant qu'ils ne soient déposés dans le parc. Par exemple, la méthode des rejets épaisés consiste à densifier les rejets jusqu'à atteindre une teneur en solides (en densité de pulpe) dépassant 50 %. Dans le cas de rejets normaux la teneur en solides est de 25 à 45 % (Martin et al., 2006b; Bussière, 2007). La densification permet de contenir plus de rejets pour un même volume et peut permettre de diminuer la taille des digues et de constituer des rejets homogènes présentant une faible perméabilité (MEND, 1996). On peut aussi ajouter un liant aux rejets épaisés. Ces rejets présentent une meilleure stabilité physique ce qui pourrait permettre de réduire les infrastructures entourant le parc et de supporter le passage de camion sur le parc à résidus. De plus, les rejets avec liant présentent une conductivité hydraulique plus faible et un AEV plus élevé que les rejets sans liants, ce qui diminue les vitesses d'écoulement au sein du parc (Godbout, 2005).

La méthode des rejets épaisés a été mise en place au site de la mine Kidd Creek en Ontario. Le parc à résidus est de forme conique et présente des pentes de 1 à 3%. Cette déposition a permis de réduire la ségrégation des particules et d'obtenir des résidus relativement homogènes ce qui favorise la rétention capillaire au dessus du niveau de la nappe phréatique. Ces rejets présentent une AEV plus élevé (≈ 6 m) (MEND, 1996) et la frange capillaire remonte jusqu'à la surface des rejets pour une partie du dépôt (Tibble, 1997). Martin et al. (2006b) présente un exemple de déposition en pâte au site de Bunlyanhulu en Tanzanie. La déposition se fait sous forme de couches successives pour former des cônes de déposition. Bien que les rejets épaisés présentent une meilleure rétention capillaire, on observe quand même sur le site la formation de DMA.

Construction de barrières à l'écoulement de l'eau souterraine dans les rejets

La construction des barrières hydrogéologiques à l'écoulement de l'eau dans les rejets permet de réduire le drainage de l'eau vers l'extérieur du parc en créant une zone de résistance à l'écoulement horizontal au sein du parc. On peut créer ces barrières en modifiant les digues sur le pourtour du parc ou en ajoutant des frontières imperméables qui empêchent les écoulements latéraux (et verticaux). Le coefficient d'anisotropie (ratio $k_{\text{HORIZONTALE}}/k_{\text{VERTICALE}}$) serait de l'ordre de 100 à 400 dans les résidus (Nicholson et Tibble, 1995; MEND, 1996). Ce phénomène est associé au mode de déposition par lance à robinet (spigottage) qui entraîne une ségrégation des particules avec stratification au sein du parc. L'écoulement horizontal est ainsi favorisé. Ceci permet d'augmenter le niveau de l'eau dans le parc et de garder la nappe élevée.

Cette méthode a été utilisée au site minier Sturgeon Lake en Ontario où une barrière verticale faite de bentonite et de till a été mise en place afin de relever le niveau de la nappe. Le but était de réduire l'écoulement horizontal à l'intérieur des résidus de 1 à 2 ordres de grandeur. Ils ont obtenu une élévation du niveau de la nappe de 2 m. Par contre, les frais encourus ont été très élevés; 25% des coûts totaux proviennent de la grande quantité de bentonite utilisée.

2.5.3 Recouvrement monocouche

Lors de la mise en place d'une nappe surélevée, il est d'usage de recouvrir le site avec une couche de protection pour empêcher l'érosion et agir comme barrière à l'évaporation. Yang et Yanful (2001) ont noté que des niveaux de nappe très élevés peuvent augmenter l'évaporation puisqu'un degré de saturation élevé augmente la conductivité hydraulique du sol et facilite les pertes d'eau en surface. En ajoutant une couche de protection faite d'un matériau grossier (comme du sable), il est possible de réduire l'assèchement des rejets.

Dans la littérature, on retrouve très peu de travaux sur les recouvrements monocouches ayant pour objectif d'augmenter l'infiltration et de réduire l'évaporation (Barbour et Yanful, 1994; Dagenais, 2005). Par contre divers travaux ont été réalisés sur des recouvrements monocouches avec effets de barrière capillaire (Zhan et al., 2001) ou consommateurs d'oxygène (Sjoberg Dobchuk et al., 2003; Demers et al., 2007) et des recouvrements monocouches visant à réduire l'infiltration et à contrôler le drainage en climat aride (SDR, Store Divert and Release cover)

(Milczarek et al., 2003; Aubertin et al., 2006, 2009). Pour un recouvrement ayant pour but de bloquer l'oxygène, on tente de créer un effet de barrière capillaire, il est ainsi préférable d'opter pour un recouvrement multicouche (Aachib, 1997).

Dans le cas d'une restauration à l'aide d'une nappe surélevée, le recouvrement monocouche vise à limiter l'érosion des rejets, réduire l'évaporation et le ruissellement, maximiser l'infiltration et empêcher la remontée d'eau contaminée provenant du parc (Aubertin et al., 1999). Selon le matériau choisi, la couverture monocouche peut aussi permettre une revégétalisation du site (MEND, 2004). Le matériau idéal pour constituer le recouvrement monocouche doit donc présenter un AEV faible et une conductivité hydraulique assez élevée afin de se désaturer rapidement (tel un sable et gravier).

La mise en place d'un recouvrement de 0,3 m de sable et de gravier sur les rejets épaissis en Australie à Elura Mine a permis de rehausser le niveau de la nappe de 0,5 m (MEND, 1996). Ainsi un recouvrement monocouche peut, dans certains cas, augmenter l'efficacité d'une nappe surélevée.

Sjoberg Dobchuk et al. (2003) ont aussi étudié l'efficacité d'un recouvrement monocouche fait de rejets désulfurés. L'efficacité du recouvrement est réduite lorsque les granulométries des deux matériaux utilisés sont très semblables. Dans cette étude, la granulométrie des rejets désulfurés servant au recouvrement était semblable à celle des rejets. Ce recouvrement ne permet ni d'augmenter l'infiltration ni de réduire le ruissellement et l'évaporation. La granulométrie des rejets ne permet pas à une bonne efficacité du recouvrement monocouche.

Sjoberg Dobchuk (2002) a réalisé différents travaux sur l'effet des propriétés du recouvrement monocouche sur l'efficacité de la couverture. La désaturation du recouvrement monocouche est beaucoup plus élevée lorsque celui-ci est fait de matériaux grossiers, et la couverture conserve un degré de saturation plus grande avec un matériau fin. Lorsque le recouvrement est constitué de rejets miniers, la teneur en pyrite du recouvrement peut avoir un effet sur l'efficacité du recouvrement, en consommant une partie de l'oxygène qui migre vers le bas.

La présence d'une couche de sable qui protège contre l'évaporation a beaucoup d'influence sur l'efficacité de la méthode de la nappe surélevée (Dagenais, 2005). Sans couche de protection, les succions dans la zone supérieure des rejets sont nettement plus élevées qu'en présence d'un

recouvrement. Par exemple, lors des essais en colonnes, les degrés de saturation sans couche de protection étaient de 70 % à 74 % comparativement à des degrés avoisinants 95 % avec une couche de protection (Dagenais, 2005). Dans cette étude, l'effet de l'évaporation a été limitée avec une couche aussi mince que 10 cm. Dagenais (2005) suggère une couche de protection d'une épaisseur de 30 cm qui peut-être mise en place facilement et être viable économiquement. Pour être efficace contre l'évaporation, une couche de protection doit présenter une granulométrie plus grossière que les résidus. Si les propriétés des matériaux sont trop similaires une remontée d'eau pourra se faire des résidus vers la couche de protection.

Ouangrawa (2007) a comparé au laboratoire l'efficacité d'une nappe surélevée avec et sans recouvrement monocouche (20 cm de sable). Elle note que la présence d'un recouvrement réduit fortement l'effet de l'évaporation au sein du parc. Alors que les résidus recouverts d'une couche de sable présente des degrés de saturation avoisinants 90 %, les résidus non-couverts montrent des degrés de saturation allant de 20 à 75 %. Dans cette étude, les rejets présentent des degrés de saturation plus faibles (d'environ 10%) à l'interface sable-rejets, en raison de l'effet de l'évaporation, ce qui favorise une oxydation locale des résidus en surface.

2.6 Modélisations numériques

Il peut être difficile d'analyser le comportement d'un parc à résidus et d'évaluer l'efficacité d'un recouvrement ou d'une autre solution de restauration à grande échelle. Bien qu'il soit possible (et souhaitable) d'instrumenter un site, le suivi des instruments est fastidieux et très coûteux et les informations sont recueillies a posteriori.

Les modèles numériques permettent d'analyser les problèmes d'écoulement dans les milieux poreux saturés et non-saturés. À partir de paramètres hydrauliques et en imposant les conditions observées sur le terrain, on peut analyser les conditions d'écoulement au sein des matériaux. En utilisant des modèles relativement complexes, il est possible de représenter de façon assez réaliste les conditions *in situ* et d'évaluer leur comportement à long terme.

2.6.1 Simulations avec SEEP/W 2007

Le logiciel utilisé ici est basé sur la méthode des éléments finis (MEF), qui consiste à représenter l'ouvrage en petits éléments de tailles finies. Pour chaque élément, on formule une équation de comportement du matériau et la solution du problème consiste à résoudre de façon simultanée l'ensemble des équations du système. Plus les éléments sont petits, plus la méthode atteindra une précision élevée mais plus les calculs peuvent être longs. Une description complète de la résolution de problèmes hydrogéologiques en conditions saturées et non-saturées par la MEF peut être trouvée dans plusieurs ouvrages, incluant Bathe (1982), Huyakorn et Pinder (1983), Segerlind (1984), Zienkiewicz et Taylor (1991).

Dans la présente étude, le logiciel utilisé est SEEP/W (version 2007) développé par GEOSLOPE international de Calgary au Canada (Geoslope international, 2007). Le tableau 2.1 présente les principales caractéristiques du logiciel SEEP/W. Ce logiciel permet de résoudre des problèmes d'écoulement au travers d'un matériau poreux. Il a été choisi en raison de sa disponibilité. Plusieurs études ont permis de vérifier la validité du logiciel (Chapuis et al., 1993, 2001).

Par la MEF, SEEP/W utilise la méthode de Galerkin, un cas particulier de la méthode des résidus pondérés, pour résoudre l'équation de Richards (1931) (équation 2.16) afin de simuler des écoulements saturés et non-saturés. L'analyse peut se faire pour des cas unidimensionnel ou bidimensionnel, des écoulements stationnaires ou transitoires et en présence de sol isotrope et anisotrope.

Afin de construire le modèle numérique, on doit définir les propriétés de nos matériaux incluant la fonction de conductivité hydraulique non-saturée et la courbe de rétention d'eau. Le logiciel ne considère pas les phénomènes d'hystérésis, mais il est possible d'introduire le phénomène d'anisotropie. On construit la géométrie de notre problème (DRAW) et on impose les conditions frontières (BOUNDARY CONDITIONS) à l'aide de charges hydrauliques, de pressions d'eau ou de débits. Les éléments du modèle peuvent être de forme rectangulaire ou triangulaire, et ils peuvent comprendre de nœuds secondaires. À l'aide de la fonction SOLVE, le logiciel résout le système d'équations et calcule la distribution des pressions interstitielles, des charges hydrauliques, des vitesses d'écoulement, des débits, des gradients, etc. La fonction COUTOUR

permet la visualisation des résultats obtenus. La fonction GRAPH trace les profils des teneurs en eau et des pressions du système. On peut imposer des conditions frontières à l'aide d'une fonction temporelle; il est nécessaire de définir les paramètres de notre fonction et de résolution de notre système (durée, précision recherchée, pas de temps, etc).

Tableau 2-1 : Résumé des principales caractéristiques du logiciel SEEP/W (adapté de Bussière, 1999 ; Bussière et al., 2003; GEO-SLOPE, 2007)

Éléments utilisés	Quadrilatéraux avec ou sans nœud secondaire (intégration d'ordre 4 ou 9) Triangulaires avec ou sans nœuds secondaires (intégration d'ordre 3 ou 1)
Fonctions d'interpolation	Fonction de Bathe
Équations des éléments finis	Méthode de Galerkin
Intégration dans le temps	Méthode d'approximation des différences finies (méthode implicite)
Intégration numérique	Intégration de Gauss
Résolution des équations	Technique d'élimination gaussienne avec des substitutions répétées
Convergence	Norme Euclidienne des vecteurs de charge de pression Techniques des splines : changements acceptés entre deux étapes d'itérations (DK)
Conditions aux limites	Neuman : conditions de débits Dirichlet : condition de charge
Lissage des courbes	Technique des splines (courbes de conductivité, de rétention, des conditions limites)

Avec ce logiciel, il est possible d'étudier un écoulement sur un site formé de différentes strates présentant des propriétés hydrauliques et géotechniques différentes. Il est donc possible de représenter un recouvrement (monocouche ou multicouche). Les échanges avec l'atmosphère tels que l'évaporation et l'évapotranspiration ne sont pas pris en compte directement par le logiciel. De plus il n'est pas possible d'introduire la présence de végétation sur le site (contrairement au code VADOSE/W, commercialisé par la même entreprise).

SEEP/W a été utilisé pour étudier l'écoulement au sein des colonnes et aussi pour créer un modèle permettant de représenter leur comportement sous divers conditions. Après avoir validé

notre modèle avec les résultats expérimentaux, on a évalué l'impact de différents paramètres sur le comportement du système.

2.6.2 POLLUTE

Le code POLLUTE, développé par Rowe et Brooks (1985) et Rowe et al. (1998), est utilisé pour interpréter les essais de consommation et de diffusion en cellule et sur le terrain. Il a été choisi pour sa disponibilité et sa simplicité afin de modéliser la consommation et la diffusion de l'oxygène. POLLUTE a été utilisé avec succès dans de nombreux projets pour analyser des phénomènes de diffusion/consommation (Aubertin et al., 1995; Aachib, 1997; Mbonimpa et al., 2002; Dagenais, 2005; Martin et al., 2006a; Gosselin, 2007).

POLLUTE a été développé pour la modélisation du transport de contaminants en milieu saturé. Il a été adapté pour résoudre des problèmes liés à la diffusion gazeuse dans des milieux poreux partiellement saturés grâce à la teneur en air équivalente θ_{eq} (Aubertin et al., 1999, 2000a). Le logiciel résout les lois de Fick en considérant les réactions du matériau à l'aide d'une solution semi-analytique.

L'interprétation se fait en une dimension. Les conditions frontières peuvent être déterminées à partir du montage expérimental. Lors des essais de laboratoire (décrits au prochain chapitre), des mesures doivent être prise sur le montage expérimentale pour déterminer la teneur en eau volumique et la porosité afin d'estimer préalablement le coefficient D_e (équation 2.43). POLLUTE n'utilise pas directement les valeurs de D_e et K_r mais plutôt un coefficient de diffusion apparent D^* et un coefficient apparent du taux de réaction K^* (Mbonimpa et al., 2002c, 2003).

$$D_e = \theta_{eq} \times D^* \quad (2.56)$$

$$K_r = \theta_{eq} \times K_r^* \quad (2.57)$$

Pour déterminer le taux de réaction, on utilise la fonction de désintégration radioactive (Radioactive Decay) qui nécessite l'emploi d'un temps de demi-vie $t_{1/2}^*$. Le temps de demi-vie est exprimé à l'aide de l'équation suivante (Mbonimpa et al., 2002c, 2003) :

$$t_{1/2}^* = \frac{\ln 2}{K_r^*} = \theta_{eq} \frac{\ln 2}{K_r} \quad (2.58)$$

Dans le logiciel, on entre les hauteurs des réservoirs sources et récepteurs, l'épaisseur de sol, la densité, la teneur en air équivalente θ_{eq} (équation 2.38) et le D^* prédit. La valeur de $t_{1/2}^*$ est initialement posée à partir de la valeur estimée de K_r (selon le modèle de Collin, 1987 adapté par Mbonimpa et al., 2003).

Le logiciel POLLUTE solutionne le problème de diffusion/consommation et donne la concentration en oxygène dans chaque réservoir en fonction du temps. Les paramètres D_e et K_r sont modifiés jusqu'à ce qu'on obtienne la meilleure corrélation entre la solution analytique et les résultats de laboratoire (plus de détails sont présentés dans Aubertin et al., 1999, 2000a; Mbonimpa et al., 2003; Aachib et al., 2004; Gosselin, 2007).

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE

Ce chapitre présente le matériel et les méthodes utilisés afin de caractériser les propriétés physiques, hydriques et chimiques des matériaux. La description du montage des colonnes et de leur instrumentation ainsi que les travaux de terrain sont présentés plus loin dans ce chapitre. Les résultats des essais de laboratoire, des cycles de drainage en colonnes et des travaux de terrain figurent au chapitre 4.

3.1 Site à l'étude

L'étude réalisée ici est reliée au site minier Selbaie situé au nord ouest du Québec. Ce site a été exploité de 1981 à 2004. Les gisements exploités comportaient du cuivre, du zinc, de l'or et de l'argent. Les travaux ont été entrepris à la fermeture de la mine en 2004. Le parc à résidus, contenant 45,5 Mt de rejets, fait environ 2,5 km de long sur 1,5 km de large. À cause du caractère générateur de DMA des rejets, la solution de restauration devait permettre de réduire la formation d'eaux acides. La solution de restauration a été planifiée dès le début des années 1990. Les stériles miniers ont été utilisés pour construire une partie des digues du pourtour et à l'intérieur du parc à résidus. Les rejets ont été recouverts d'une couche de moraine d'au moins un mètre d'épaisseur, afin de réduire l'évaporation et pour augmenter l'infiltration. Le dessus du parc a été revégétalisé. Cette solution vise à conserver les rejets saturés et ainsi empêcher l'oxydation et la formation de DMA.

Suite à la restauration du parc à résidus, on a remarqué que le niveau de la nappe phréatique est relativement profond à certains endroits du parc, notamment en raison de l'action drainante des roches stériles utilisées dans la construction des digues de pourtour du parc. Ainsi, les rejets ne sont pas saturés et ils s'oxydent par endroits. Notre travail vise à étudier le comportement des rejets lorsque la nappe se situe à diverses profondeurs sous la surface. La figure 3.1 présente une photo aérienne du site avec la halde à stérile, la fosse et le parc à résidus.



Figure 3-1 : Vue aérienne du site Selbaie après fermeture avec sa halde à stériles, son parc à résidus et sa fosse à ciel ouvert (Caron et al., 2005)

3.2 Prélèvements et préparation des échantillons

Les échantillons ont été prélevés sur le site de la mine Selbaie en juillet 2007 (par les étudiants Nicolas Pépin et Thomas Pabst aidés des techniciens de l'URSTM). Une pelle mécanique a été utilisée pour atteindre les rejets miniers sous la couverture. Les résidus et le matériau de recouvrement ont été placés dans des chaudières fermées hermétiquement et recouverts d'eau pour empêcher l'oxydation des résidus durant le transport et l'entreposage. Huit chaudières de résidus peu oxydés (appelé S1), sept chaudières de résidus visiblement oxydés (appelé S2) et quatre chaudières de matériau de recouvrement (appelé moraine) ont été rapportées au laboratoire de la Chaire à l'École Polytechnique de Montréal. Les chaudières ont été entreposées de juillet 2007 à janvier 2008. La moraine des quatre chaudières a été tamisée au tamis 10 mm (pour retirer la fraction grossière), avant les essais de laboratoire et le montage des colonnes.

Avant de caractériser les matériaux, on a enlevé l'eau ajoutée pour les protéger de l'oxydation. Chaque chaudière a par la suite été homogénéisée pour obtenir une pulpe. L'homogénéisation a

été réalisée directement dans les chaudières à l'aide d'un mélangeur à peinture. Le matériau de chaque chaudière a été caractérisé afin de vérifier l'homogénéité des échantillons.

À l'été 2008, d'autres travaux de terrain sur le site Selbaie ont permis de récolter des échantillons additionnels afin de mieux caractériser l'hétérogénéité de la moraine. Trente-six échantillons (de 0,5 à 2 kg) ont été amassés sur l'ensemble du parc. Les échantillons ont été placés dans des sacs étanches et ramenés au laboratoire de l'École Polytechnique.

3.3 Caractérisation des propriétés des matériaux

3.3.1 Analyses granulométriques

Les courbes granulométriques ont été obtenues sur les échantillons récoltés en juillet 2007 en suivant les méthodes standard pour le tamisage et la sédimentométrie (la norme ASTM D422). Les essais ont été réalisés sur chaque chaudière. Les rejets prélevés sur le site ne contenaient pas de particules de plus de 5 mm. La fraction inférieure au tamis #200 (0,08 mm) a été analysée par sédimentométrie alors que la fraction supérieure a été analysée par tamisage. L'analyse granulométrique au tamis a été réalisée sur 800 g de matériau sec. Les tamis 5 mm, 2,5 mm, 1,25 mm, 0,63 mm, 0,315 mm, 0,16 mm, 0,08 mm ont été utilisés.

L'analyse par sédimentométrie permet de déterminer la quantité de particules en suspension à partir des lois d'Archimède et de Stokes. Pour réaliser l'essai, 125 ml de solution d'hexamétaphosphate (défloculant) sont ajoutés à environ 70 g de matériau humide homogénéisé qu'on laisse reposer pendant 24 heures. Par la suite, on disperse les particules à l'aide d'un agitateur et on verse la suspension dans une colonne de sédimentation de 1000 ml qu'on remplit d'eau distillée ($V_{\text{tot}} = 1000$ ml). On trempe un hydromètre dans la solution. À partir des profondeurs de pénétration (de l'hydromètre dans la solution), on détermine la quantité de particules en suspension. Les lectures sont prises à des temps de 0,5, 1, 2, 4, 8, 15, 30, 60, 120, 240, 480, 1440 minutes. La température de la solution est aussi notée. L'interprétation permet de déterminer la distribution granulométrique des particules dans le mélange. La courbe granulométrique complète peut être reconstituée à l'aide d'une combinaison de l'analyse par tamisage et par sédimentométrie.

Les courbes granulométriques de la fraction fine (\leq tamis 10 mm) des échantillons de moraine ramassés sur le terrain en juillet 2008 ont été obtenues à l'aide d'un granulomètre laser Malvern Mastersizer à l'UQAT (<http://www.malverne.co.uk/home.htm>). Cet appareil permet de tracer la courbe granulométrique d'un matériau en peu de temps et à partir d'une très petite quantité (Villeneuve, 2004). L'appareil envoie un faisceau laser à travers une suspension aqueuse contenant le matériau. Le faisceau est dévié au contact des grains. Les mesures des angles de déviation du faisceau permettent de déterminer la courbe granulométrique du matériau.

On peut déduire de la courbe granulométrique complète certains paramètres dont les plus importants sont :

D_{10} : taille du tamis qui laisse passer 10% des particules (en mm).

D_{30} : taille du tamis qui laisse passer 30% des particules (en mm).

D_{60} : taille du tamis qui laisse passer 60% des particules (en mm).

Ainsi que le pourcentage passant 80 μm et le 2 μm .

À partir de ces paramètres, on calcule le coefficient d'uniformité C_U et le coefficient de courbure C_C (Holtz et Kovács, 1991) :

$$C_U = \frac{D_{60}}{D_{10}} \quad (3.1)$$

$$C_C = \frac{(D_{30})^2}{D_{60} * D_{10}} \quad (3.2)$$

3.3.2 Densité relative des grains

La densité relative des grains (D_r) a été obtenue en suivant la norme ASTM D854-91. L'analyse au pycnomètre permet de déterminer la densité relative des grains en comparant la masse volumique d'un sol à celle de l'eau. Ces mesures ont été réalisées en triplicata sur les matériaux de chaque chaudière au laboratoire de l'École Polytechnique de Montréal.

Pour réaliser cet essai, on prépare 50 g de matériau sec (M_s) que l'on sature dans un contenant gradué (pycnomètre). On remplit le pycnomètre contenant le matériau sec d'eau désaérée et on le

met sous vide afin d'enlever l'air. On pèse alors le pycnomètre rempli de matériau et d'eau (M_v). Le pycnomètre est vidé, rincé et rempli d'eau désaérée à la même température. On note le poids du pycnomètre rempli d'eau (M_p). On peut alors déterminer la densité des grains grâce à l'équation:

$$D_r = \frac{M_s}{(M_s + (M_v - M_p))} \quad (3.3)$$

où M_s est la masse de matériau sec [M], M_v est la masse du pycnomètre rempli d'eau à une température donnée [M], M_p est la masse du pycnomètre rempli d'eau et de matériau à la même température [M]. Il est important que la température varie peu lors de ces manipulations.

3.3.3 Essais de compactage

Les essais de compactage Proctor modifié ont été réalisés suivant la norme ASTM D1557-78 méthode A (avec une masse de 4,54 kg, une chute de 457 mm et un moule de 101,6 mm de diamètre). Ces essais permettent de déterminer la variation du poids unitaire sec γ_d en fonction de la teneur en eau w , et ainsi obtenir les valeurs optimales de la teneur en eau et du poids unitaire sec (w_{opt} , $\gamma_d max$). Cet optimum correspond à la teneur en eau, pour une énergie de compactage donnée, à laquelle la densité de compactage sera la plus élevée.

Une quantité de matériau meuble est placée dans le moule cylindrique normalisé. À l'aide d'une dame normalisée on compacte le matériau en 5 couches (selon un processus bien établi). On mesure alors sa teneur en eau et son poids unitaire sec après compactage. L'essai est réalisé sur plusieurs échantillons avec des teneurs en eau variables. Ces points permettent de tracer une courbe du poids unitaire sec γ_d en fonction de la teneur en eau w dont le sommet correspond à l'optimum. Cinq mesures ont été réalisées à partir d'une seule chaudière pour les rejets S1 et S2. Il manquait de matériau pour la moraine de sorte qu'aucun essai de compactage n'a été réalisé.

3.3.4 Essais de consolidation

Des essais de consolidation ont été réalisés dans une section de colonne (base) pour évaluer le comportement en consolidation des résidus et ainsi déterminer les coefficients de consolidation C_c

et de recompression C_r . L'essai consistait à appliquer des chargements croissants à un échantillon de sol avec un bras de levier (rapport de chargement 3:1) et à mesurer le tassement à l'aide d'un comparateur. La procédure a été réalisée pour les deux types de rejets (S1 et S2) et a été répétée sur trois couches (de 5 kg) de matériau. Les chargements ont été appliqués par pallier de 5 minutes avec des contraintes de 1,4 kPa (8kg), 2,9 kPa (16 kg), 4,3 kPa (24 kg), 5,8 kPa (32kg) et 6,5 kPa (36kg). Un déchargement de 5 minutes est réalisé avant d'ajouter la couche suivante. Le déchargement s'est fait en une seule séquence. Ces essais sont inspirés de la norme ASTM D2435-80.

Ces essais nous ont permis de calculer l'indice de compression C_c à l'aide de l'équation suivante (Bowles, 1984) :

$$C_c = \frac{-\Delta e}{\Delta \log(\sigma')} \quad (3.4)$$

où Δe est la variation de l'indice des vides et σ' la contrainte effective appliquée. L'indice de recompression C_r est calculé à partir de la même équation pour la portion de recompression de la courbe.

3.3.5 Essais de perméabilité

Les essais réalisés ici visent à déterminer la conductivité hydraulique saturée (k_s) du sol ou des rejets miniers. Il est aussi possible d'obtenir les courbes de conductivité hydraulique non saturée (k_u) à l'aide de techniques expérimentales, mais ces essais sont longs et dispendieux. De plus, Masrouri et al. (2008) notent qu'il existe un besoin de recherche additionnelle pour bien déterminer expérimentalement la courbe de conductivité hydraulique non saturée afin de mieux comprendre les effets de l'état initial du sol (e , S_r), de la condition imposée (par séchage ou mouillage), de la pression appliquée au système, de la température et de la courbe de rétention d'eau CRE. Des prédictions de k_u obtenues à partir de la CRE et de k_s ont donc été utilisées pour les besoins du projet.

Deux principaux types d'essai peuvent être réalisés au laboratoire afin de déterminer la conductivité hydraulique saturée k_s des matériaux : les essais au perméamètre à parois rigides

(sous charges constantes et variables) et les essais en perméamètre à parois flexibles (en cellule triaxiale, sous charge variable). Dans ces deux cas, on applique des pressions d'eau positives sur un échantillon considéré comme saturé. La valeur de k_s ne dépend pas de la pression de l'eau dans le matériau, mais seulement de l'indice des vides e et de la granulométrie (Chapuis, 2003).

Pour les besoins de l'étude, seuls les essais à parois flexible (en cellule triaxiale) ont été réalisés. Les essais en perméamètre à parois flexibles ont été faits en suivant la norme ASTM D 5084-90. On compacte un échantillon de matériau sec dans un moule. L'échantillon est pesé et on note sa hauteur et son diamètre. Par la suite, il est placé au centre du perméamètre dans une membrane flexible. On place des géotextiles aux extrémités de l'échantillon et on le fixe sur une base et sous une tête de plastique qui alimente l'échantillon en eau. On remplit le perméamètre et on branche des tubes piézométriques sur la cellule, la tête et la base.

L'échantillon est saturé sous pression à l'aide d'eau désaérée. Par la suite, on procède à l'essai de perméabilité à charge variable. On calcule la conductivité hydraulique saturée k_s à l'aide l'équation suivante (pour un seul diamètre de tube) (Freeze and Cherry, 1979) :

$$k_s = \frac{aL}{2At} \times \ln \frac{h_1}{h_2} \quad (3.5)$$

Où a [L^2] est l'aire des tubes d'alimentation en eau; A [L^2] est la surface de l'échantillon; h_1 [L] est la charge au temps t_1 ; h_2 [L] est la charge au temps t_2 ; L [L] est la distance entre les deux tubes piézométriques. Lors du démontage de l'échantillon, on note sa hauteur et son diamètre pour évaluer le changement de volume. On mesure aussi la teneur en eau finale pour vérifier la saturation de l'échantillon.

Lorsqu'on réalise des essais de perméabilité, l'échantillon doit être complètement saturé afin d'obtenir de bons résultats (Chapuis et al., 1989). Il est important d'utiliser un perméamètre imperméable à l'air aussi bien qu'à l'eau. Un perméamètre qui n'est pas parfaitement étanche peut engendrer des degrés de saturation de 75 à 90 %. Ils insistent aussi sur l'importance d'utiliser de l'eau désaérée car l'utilisation d'une eau non désaérée peut mener à des degrés de saturation au alentour de 80-85% (ce qui peut entraîner une erreur de 20 à 30% sur les mesures de k_s) (Green and Corey, 1971). Chapuis (2003) note aussi qu'il est incorrect d'utiliser l'égalité des

volumes entrant et sortant pour statuer sur la saturation complète de notre échantillon. La continuité des débits ($V_{in}=V_{out}$) indique seulement que le degré de saturation n'a pas varié durant la période de mesure. Chapuis (2003) a montré qu'un volume d'eau équivalent à 50 à 100 fois le volume des pores peut être requis pour atteindre la saturation complète si l'échantillon est initialement à $S_r=80\%$.

3.3.6 Détermination de la courbe de rétention d'eau

Les échantillons soumis aux essais de perméabilité à parois flexibles sont par la suite utilisés pour réaliser les essais en cellule Tempe qui permettent de déterminer la courbe de rétention d'eau (CRE) du matériau. Un échantillon soumis à un essai triaxial présente un degré de saturation très élevés ($S_r \approx 100\%$), ce qui permet de couvrir toutes les valeurs de θ pendant l'essai en cellule Tempe.

Ces essais sont inspirés de la norme ASTM D3152-72 qui consiste à appliquer une pression gazeuse sur un matériau saturé afin de faire sortir l'eau sous l'effet d'une succion $\psi (=u_a - u_w)$ simulée (e.g. Fredlung et Rahardjo, 1993).

L'échantillon est mis en place dans un anneau de métal dont la hauteur et le diamètre intérieur sont connus. Il est pesé et on mesure la teneur en eau pour connaître son degré de saturation initial. L'échantillon est mis en place dans une cellule Tempe entre deux plaques de céramique (AEV=15 bars) préalablement saturées. Le montage final est présenté à la figure 3.2. Il est important de s'assurer que les tubulures sous la céramiques sont elles aussi saturées. Par la suite, on ferme la cellule Tempe et on la pèse. Une aiguille insérée dans la valve de sortie de la cellule permet à l'eau de s'écouler. On applique alors une pression initiale de 1 psi (≈ 7 kPa) au sommet de la cellule et on laisse l'eau s'écouler pour une durée de 48 heures. On vise ainsi à évacuer l'eau de la cellule qui n'est pas dans l'échantillon (sauf les tubulures de sortie). On augmente les pressions par palier jusqu'à un maximum propre à la cellule ($u_a = 0, 15, 30, 45, 60, 90, 120, 250, 400, 900$, jusqu'à environ 1450 kPa. Lorsque le test est réalisé sur des échantillons de rejets miniers, on applique la pression avec de l'azote pour éviter qu'il y ait oxydation des minéraux sulfureux. Suite à l'essai, on obtient la variation de teneur en eau volumique θ en fonction de la

succion ψ à partir de la différence de masse de la cellule. On peut par la suite tracer notre CRE selon les valeurs mesurées de θ et de ψ .

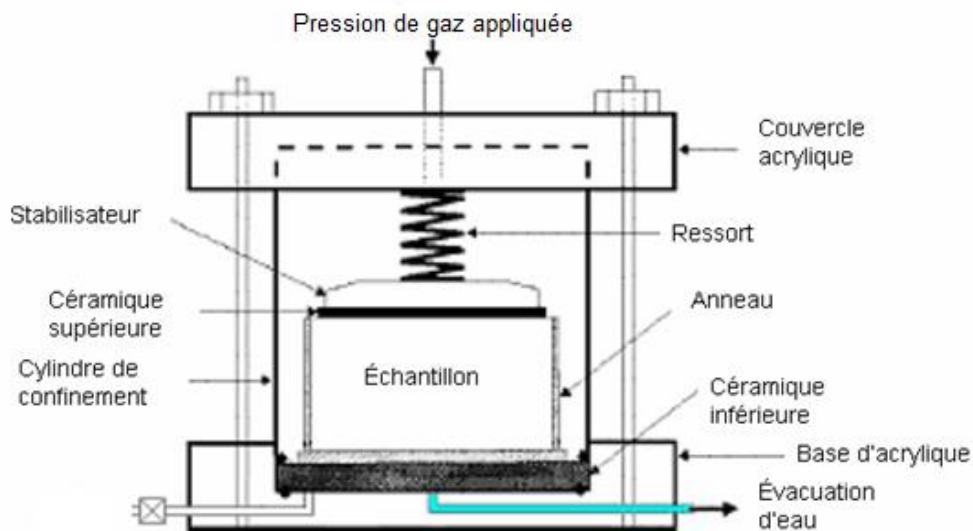


Figure 3-2: Montage d'une cellule Tempe avec l'échantillon placé dans un anneau de métal entre deux plaques de céramique (tiré de Martin, 2003)

Lors du démontage, on note la hauteur et le diamètre de notre échantillon pour obtenir la variation de volume durant l'essai. On mesure aussi une teneur en eau massique finale w pour confirmer la valeur de $\theta (= w(1-n)D_r)$.

3.3.7 Essais de consommation et de diffusion de l'oxygène

Lorsqu'on considère le flux d'oxygène au travers d'une CEBC ou dans des rejets miniers, on fait souvent l'hypothèse que la diffusion moléculaire est le principal mode de transport de l'oxygène. Cette hypothèse est liée à la faible perméabilité intrinsèque des matériaux fins partiellement saturés qui nous autorise à négliger les autres mécanismes physico-chimiques qui peuvent affecter la disponibilité de l'air (e.g. Mbonimpa et al., 2002c, 2003).

Différents essais ont été développés pour évaluer expérimentalement le coefficient de diffusion effectif D_e d'un matériau. Dans cette étude la procédure expérimentale utilisée est celle décrite par Mbonimpa et al. (2002c) qui permet de déterminer le coefficient de diffusion effectif D_e et le

coefficient du taux de réaction K_r (voir équation 2.38). On considère un état transitoire en système fermé avec une variation de concentration en oxygène dans les réservoirs source et récepteur (Aubertin et al., 1995, 2000a; Tremblay, 1995; Aachib, 1997; Aachib et al., 2002, 2004; Mbonimpa et al, 2003). Le suivi de la concentration dans les deux réservoirs permet de réaliser un bilan de masse et ainsi déterminer la quantité d'oxygène consommée. Cet essai donne des résultats précis pour la valeur du D_e , mais des études récentes ont montré une assez grande variabilité pour la détermination de K_r en raison de la précision limitée des mesures (Gosselin, 2007; Gosselin et al., 2008). Un essai dans un seul réservoir, qui permet de déterminer K_r plus précisément, a été développé par Gosselin et al. (2007). Il est présenté plus loin.

L'essai de diffusion est fait d'un tube de plexiglas avec un réservoir de chaque côté de l'échantillon, qui repose sur une fine plaque de métal perforée surmontée d'une géogrille tel que présenté à la figure 2.3. Chaque réservoir est connecté à un capteur à oxygène branché sur des lecteurs (Teledyne 320 P/D) pour suivre l'évolution de la concentration d'oxygène. Ces essais ont été réalisés sur chaque type de matériaux à différents degrés de saturation afin de valider les prédictions faites avec le modèle d'Aachib et al. (2002, 2004) (eq 2.42) à partir des propriétés géotechniques de base des résidus et de la moraine. Quatre essais de diffusion sur les rejets S1 (S_r de 25 %, 52%, 60%, 91%), cinq essais sur les rejets S2 (S_r de 47%, 50%, 52%, 57%, 87%) et cinq essais sur la moraine (S_r de 49%, 70%, 81%, 90% et 95%) ont été réalisés.



Figure 3-3 : Photo de la cellule de diffusion à 2 réservoirs qui permet de déterminer le taux de réactivité et la diffusivité de l'oxygène au sein des résidus (tiré de Gosselin, 2005)

Les matériaux prélevés dans les chaudières sont séchés dans une chambre à l'azote afin d'empêcher leur contact avec l'oxygène. Ils sont ensuite portés à la teneur en eau voulue. La mise en place du matériau se fait selon les hauteurs afin d'obtenir le volume à la densité désirée.

Sur la géogrille, on place une couche de sable d'environ 10 cm. Après avoir pesé la cellule et noté la masse et la hauteur du sable, on dépose les rejets miniers et on les densifie pour obtenir la porosité voulue. On pèse la cellule et on note l'épaisseur de la couche de rejets et la hauteur du réservoir supérieur. Par la suite, on purge les deux réservoirs à l'azote humidifié et on laisse la cellule reposer pendant 24 heures afin de détecter la présence de fuites. On remplit alors le réservoir supérieur avec de l'air humide jusqu'à atteindre 20,9% (environ 280 mg/L) d'oxygène dans le réservoir. La suite de l'essai consiste à suivre l'évolution des concentrations d'oxygène dans les deux réservoirs. Dans le cas de matériaux réactifs l'oxygène diffuse vers le bas en même temps qu'il est consommé par les minéraux sulfureux.

L'essai de consommation développé par Gosselin et al. (2007) permet de déterminer K_r de façon plus précise selon une démarche assez similaire (mais dans un seul réservoir). Les rejets sont déposés directement au fond de la cellule. L'essai consiste à observer la décroissance de concentration de l'oxygène qui est consommé par les résidus.

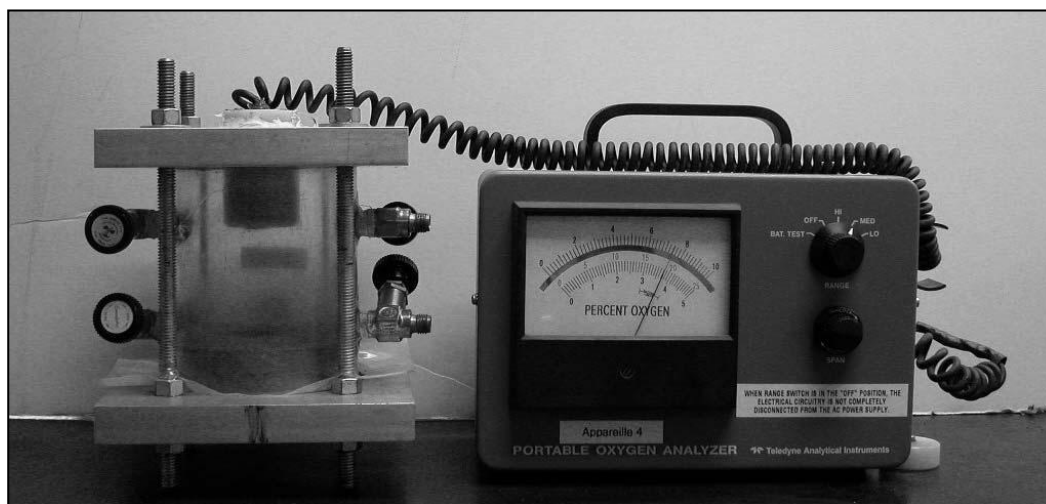


Figure 3-4 : Photo de la cellule de consommation à un réservoir utilisée pour déterminer le taux de réactivité des résidus (tiré de Gosselin, 2005)

L'interprétation des essais de consommation et de diffusion a été réalisée avec le logiciel POLLUTE (Rowe et al., 1998). Le logiciel et la démarche de résolution ont été présentés à la section 2.6.2. D'autres exemples sont présentés au chapitre 4.

3.3.8 Analyses minéralogiques et chimiques

Des analyses minéralogiques ont été réalisées sur les échantillons afin de déterminer leurs compositions. Ces analyses ont été faites au diffractomètre au rayon X (DRX) au laboratoire de l'UQAT. Les analyses diffractométriques ont été réalisées sur des poudres de résidus S1, S2 et de moraine avec un diffractomètre Bruker A.X.S. Advance D8 en mode $\theta/2\theta$ pour les angles de diffraction de 5° à 70° (voir Villeneuve, 2004 pour plus de détails). Des analyses au LECO réalisées à l'École Polytechnique de Montréal ont permis de déterminer la teneur en soufre total et en carbone. À partir de ces analyses, la méthode ABA modifiée de Lawrence et Wang (1997), présentée au chapitre 2, a été utilisée pour déterminer le potentiel de génération d'acide sur les rejets S1 et S2.

Des analyses chimiques ont été réalisées sur le lixiviat récolté au bas des colonnes. Des échantillons d'eau ont été envoyés au laboratoire de l'UQAT pour analyses élémentaires à l'analyseur chimique couplé au plasma inductif (ICP-AES). De plus, pour chaque cycle, l'eau récoltée au bas des colonnes a été analysée par absorption atomique à l'aide d'un AAnalyst 200 Spectrometre (PerkinElmer Instruments) à l'École Polytechnique. Les éléments suivants ont été analysés: l'aluminium, le calcium, le cadmium, le cobalt, le cuivre, le fer, le magnésium, le manganèse, le nickel, le plomb, la silice, le zinc, le sodium, le potassium. Au cours d'un cycle on mesure aussi régulièrement sur le lixivait, la teneur en fer et en sulfates à l'aide d'un spectrophotomètre (SMARTSPECTRO de LaMotte Ltd), ce qui donne une indication de l'oxydation des sulfures. Le pH, la conductivité, le Eh et la température du lixiviat sont aussi mesurés régulièrement à l'aide d'un Accumet AP85 pH/Conductivity Meter (précision : $\pm 0,01$ pH; $\pm 0,5^\circ\text{C}$; $\pm 1\%$ full scale).

3.4 Montage et instrumentation des colonnes

Le montage de colonnes a permis de réaliser des essais cinétiques avec plusieurs cycles de drainage pour déterminer:

- La vitesse d'infiltration de l'eau au travers du matériau de recouvrement et dans les résidus, ainsi que les débits sortants.
- L'influence de la profondeur de la nappe sur le profil de teneur en eau dans la colonne grâce aux appareils de mesure de teneur en eau et de succion mis en place dans la colonne.
- L'évolution de la qualité de l'eau de lixiviation à l'aide d'analyses chimiques et de mesures de pH, d'Eh et de conductivité.

Ces informations servent de base pour l'élaboration d'un modèle numérique (chapitre 5) qui permet de mieux comprendre le comportement hydrogéologique des rejets miniers et d'évaluer l'efficacité du recouvrement monocouche selon la position de la nappe.

Pour les besoins du projet, quatre colonnes ont été mises en place. Deux petites colonnes de (40 cm) appelées S1P et S2P et deux grandes colonnes (de 2 m) appelées S1G et S2G. Les petites colonnes représentent les conditions de base pouvant être observées sur un site non restauré (avec des rejets exposés) alors que les grandes permettent d'évaluer le comportement des rejets sous un recouvrement monocouche.

3.4.1 Petites colonnes

Le montage des petites colonnes a été réalisé à l'aide d'un système de chargement fait d'un cylindre de plexiglas placé sur un géotextile et une plaque perforée. La plaque perforée permet à l'eau de passer alors que le géotextile garde le matériau en place. Sur le socle, on appuie un cadre métallique qui permet d'appliquer les charges tel que présenté à la figure 3.5a. On installe sur ce cadre un comparateur qui permet de suivre le tassement de consolidation. Cette méthode de mise en place est inspirée des travaux de Ouangrawa (2007).

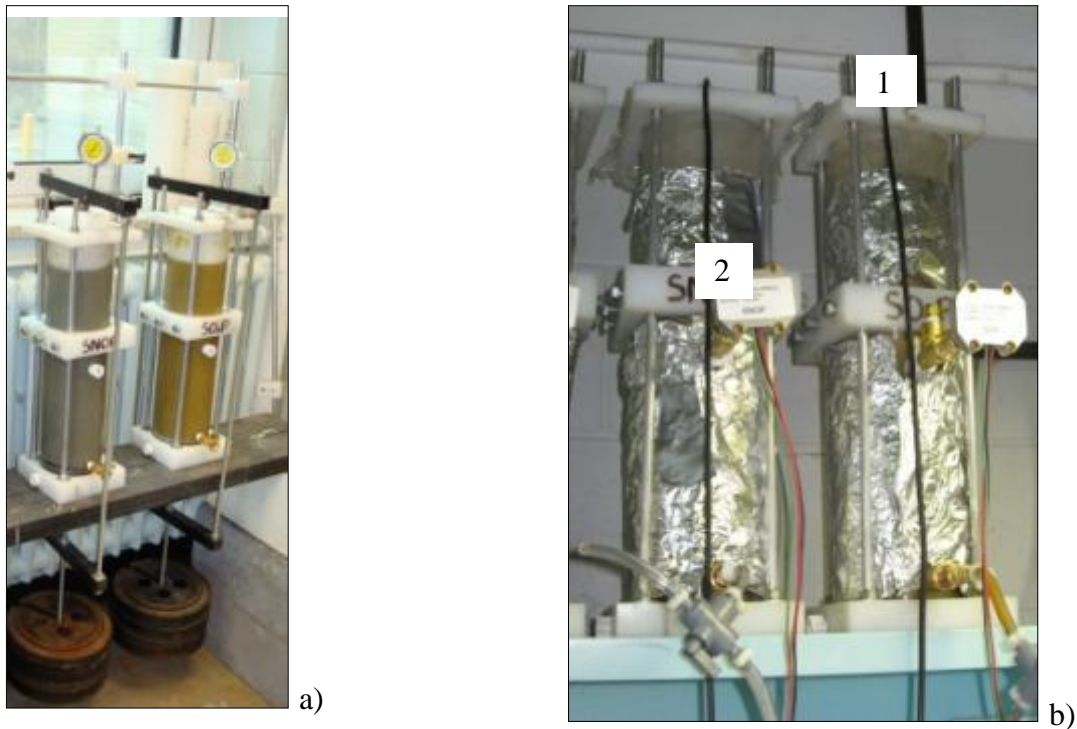


Figure 3-5 : Colonnes en consolidation (a) ; Montage et instrumentation finale des colonnes avec au sommet une sonde TDR (1) et au centre un tensiomètre (2) (b).

Les petites colonnes sont constituées d'une seule section de colonne de 50 cm placée sur une base faite de plastique plein. Le diamètre du cylindre est de 10,05 cm pour S1P et de 10,09 cm pour S2P. Le cylindre de plastique est perforé au bas et un tube en U est connecté pour appliquer une succion et drainer la colonne. Un géotextile est placé au fond de la colonne pour garder le matériau en place. La configuration finale des colonnes installées au laboratoire est présentée à la figure 3.5b. La figure 3.6 présente le schéma des colonnes.

Deux couches de 3 kg de matériau humide ont été mises en place afin d'obtenir une hauteur après consolidation d'environ 40 cm. Chaque couche a été consolidée sur une durée de 3 jours sous des chargements incrémentaux de 0,99 kPa (8kg), 1,98 kPa (16 kg), 2,97 kPa (24 kg) et 3,96 kPa (32kg). Les tableaux 3.1 et 3.2 présentent les caractéristiques des petites colonnes S1P et S2P à la fin du montage. La porosité est de 0,39 pour S1P et de 0,42 pour S2P. La teneur en eau volumique θ des rejets à la fin du montage était de 0,39 pour S1P et de 0,42 pour S2P (pour des degrés de saturation S_r de 100 %).

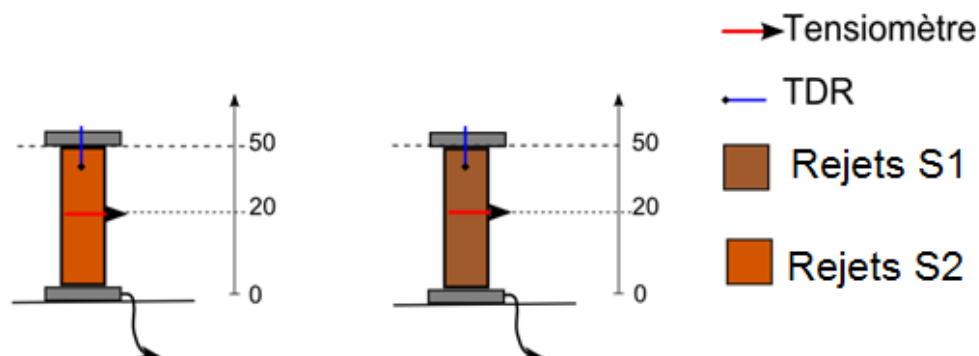


Figure 3-6 : Schéma des colonnes et position des appareils de mesure pour les petites colonnes S1P et de S2P

Tableau 3-1 : Caractéristiques de la petite colonne S1P

Valeurs finales colonne S1P	
$H_{\text{échantillon}}$ (cm)	36,5
ΔM_{tot} (g)	6170
V_{tot} (cm ³)	2889
M_{sol} (g)	4799
V_{sol} (cm ³)	1751
V_{vides} (cm ³)	1139
M_{eau} (g) = V_{eau} (cm ³)	1139
e	0,65
n (%)	39
w_{moyen}	0,18
S_r (%)	100
θ	0,39

Tableau 3-2 : Caractéristiques de la petite colonne S2P

Valeurs finales colonne S2P	
$H_{\text{échantillon}}$ (cm)	36,1
ΔM_{tot} (g)	6201
V_{tot} (cm ³)	2884
M_{sol} (g)	4819
V_{sol} (cm ³)	1679
V_{vides} (cm ³)	1206
M_{eau} (g) = V_{eau} (cm ³)	1206
e	0,72
n (%)	42
w_{moyen}	0,24
S_r (%)	1,00
θ	0,42

Deux capteurs ont été installés tel que présenté à la figure 3.6 afin de suivre le comportement du matériau dans les colonnes :

- Une sonde TDR (Time Domain Reflectometry), qui donne la teneur en eau volumique des résidus. La sonde TDR mesure la permittivité diélectrique en fonction de la teneur en eau. Le modèle de la sonde est le « Soilmoisture Trase 6050 X1 ». Elle a été insérée à la verticale au haut

de la seconde couche directement dans les rejets. Les sondes TDR placées dans les rejets miniers comportent une gaine autour de la tige métallique centrale afin d'empêcher qu'elle ne réagisse avec le milieu. Les sondes TDR sont habituellement employées pour des sols non réactifs et l'interprétation des résultats est plus problématique lorsque le milieu présente une forte conductivité électrique comme dans le cas de rejets miniers (e.g. Aachib, 1997; Tarantino et al., 2008). Des courbes de calibration spécifiques aux rejets et à la moraine ont été obtenues avant le montage, comme suggéré par Robinson et al. (1998) (présentées en Annexe B). Ouangrawa (2007), qui a procédé au même type de travaux, a déconseillé leur utilisation pour des rejets miniers réactifs en raison de la conductivité électrique trop élevée des résidus.

- Un capteur fourni la pression d'eau (ou la succion) dans la colonne, au centre des rejets. Il peut supporter une pression de ± 35 kPa. Le modèle du capteur est le «Omega PX243A 05BG5V». Les tensiomètres ont des embouts faits de céramiques, saturés avec de l'eau distillée et désaérée. Ils ont été calibrés à l'aide d'un système permettant d'obtenir une relation entre le voltage et la charge d'eau. Le facteur déterminant pour le bon fonctionnement des tensiomètres est la saturation complète de l'embout de céramique et du réservoir de l'appareil (entre le tensiomètre et la céramique) (Marinho et al., 2008) et un bon contact entre le matériau et les céramiques.

Les colonnes sont enveloppées de papier d'aluminium pour empêcher le contact avec la lumière afin de limiter le développement de bactéries et de moisissures (e.g. Aubertin et al., 1999; Dagenais, 2005).

3.4.2 Grandes colonnes

Le montage des grandes colonnes a été réalisé par paliers à l'aide de l'appareillage de consolidation présenté à la figure 3.7. Le système de consolidation est constitué d'un bras de levier (3:1) permettant d'appliquer des charges fixes. La charge est appliquée à l'aide d'une tige fixée sur deux plaques de plexiglas perforées séparées d'un géotextile. Les plaques permettent de laisser passer l'eau qui est expulsée durant la consolidation et le géotextile garde le matériau en place. Un comparateur est installé sur la barre de chargement afin de suivre le tassement.

Les grandes colonnes sont faites de quatre sections de plexiglas, pour une hauteur totale de 2 m 30. Les hauteurs et diamètres de chaque section sont donnés au tableau 3.3 pour S1G et S2G. La base de chaque colonne est faite d'un socle de plastique perforé dans lequel on a installé une valve pour prélever l'eau durant les cycles de drainage. On place une pierre poreuse au fond pour simuler l'effet de la nappe phréatique et pour empêcher les particules de se déplacer.

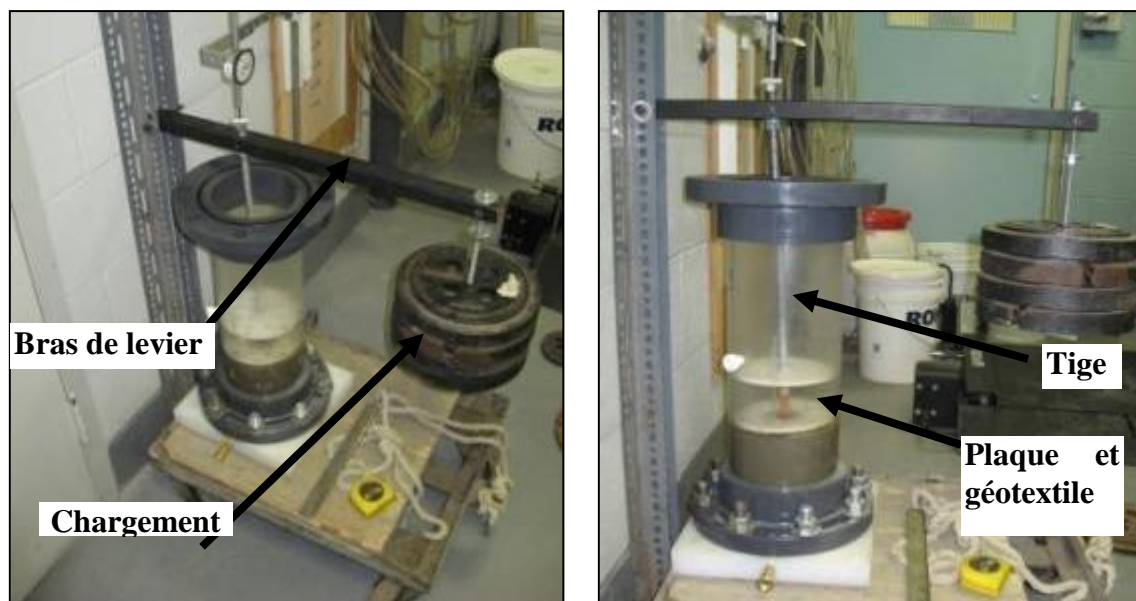


Figure 3-7 : Photos d'une section d'une grande colonne montrant l'appareil de consolidation avec le bras de levier, le chargement, la plaque, le géotextile et la tige.

Tableau 3-3 : Hauteurs h et diamètres D des quatre sections constituant les grandes colonnes pour S1G et S2G

S1G	h (cm)	D (cm)
Section 1	50	15,19
Section 2	60	15,28
Section 3	60	14,39
Section 4	60	14,42

S2G	h (cm)	D (cm)
Section 1	50	15,24
Section 2	60	14,41
Section 3	60	14,43
Section 4	60	14,39

Treize couches de rejets miniers ont été mises en place et recouvertes d'une couche de moraine dans S1G et S2G. Les rejets ont été placés par couche de 5 kg avec une teneur en eau massique moyenne de 23 %. La hauteur est d'environ 1,70 m. La moraine a été mise en une seule couche de 9 kg à une teneur en eau massique w moyenne de 21%; l'épaisseur finale est d'environ 30 cm

(après consolidation). La consolidation de chaque couche a été faite sous des chargements de 1,4 kPa (8kg), 2,9 kPa (16 kg), 4,3 kPa (24 kg), 5,8 kPa (32kg) et finalement 6,5 kPa (36kg). Les chargements ont été appliqués à des temps de 0 min, 5 min, 10 min, 15 min et 25 min pour une durée totale de 40 min (le dernier chargement durait 15 minutes). Le déchargement avait une durée de 5 min. Pour la colonne S2G, les premiers paliers de chargement ont été allongés à 10 minutes. Les charges étaient ajoutées à des temps de 0, 10 min, 20 min, 30 min et 40 min (pour une durée totale de 50 min).

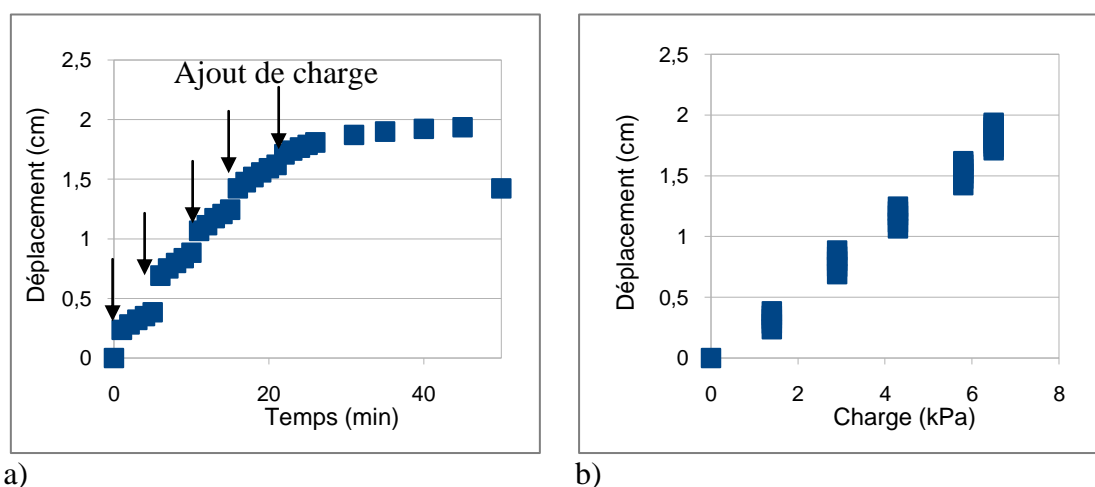


Figure 3-8 : Exemple de courbe du déplacement pour la première couche de S1G en fonction du temps en fonction du temps (a) et du chargement (b)

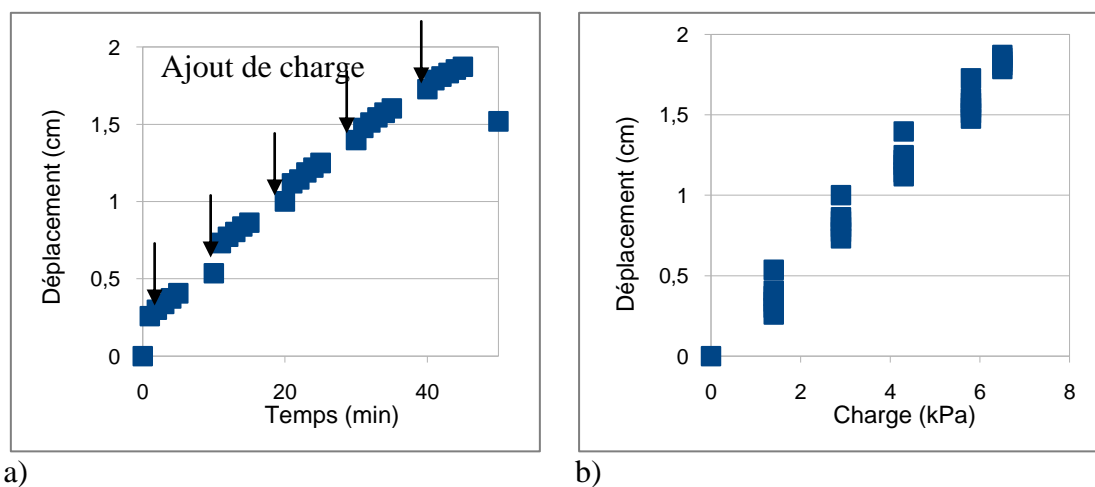


Figure 3-9 Exemple de courbe du déplacement pour la première couche de S2G en fonction du temps en fonction du temps (a) et du chargement (b)

Les figures 3.8 et 3.9 présentent l'évolution du déplacement en fonction du temps et en fonction du chargement (pour le premier cycle de S1G et S2G). On voit que pour S1G la consolidation primaire semble pratiquement terminée à la fin de la période de mise en charge. Pour S2G la consolidation n'est pas terminée.

Les tableaux 3.6 et 3.7 présentent les épaisseurs, les indices des vides initiaux, les teneurs en eau (volumique et massique) ainsi que les degrés de saturation après consolidation pour la moraine et les rejets.

Tableau 3-4 : Caractéristiques des matériaux à la fin de la période de montage de la colonne de S1G

Valeurs finales : Colonne S1G		
	S1	Moraine
H_{totale} (cm)	171,9	30,04
M_{totale} (g)	68100	11000
V_{total} (cm ³)	30136	4906
M_{eau} (g)	10206	1875
M_{sol} (g)	54606	8032
V_{sol} (cm ³)	19929	3031
V_{vides} (cm ³)	10206	1875
e	0,51	0,62
n	0,34	0,38
w	0,19	0,23
θ	0,34	0,38
S_r (%)	100	100

Tableau 3-5 : Caractéristiques des matériaux à la fin de la période de montage de la colonne S2G

Valeurs finales Colonne S2G		
	S2	Moraine
H_{totale} (cm)	170,6	34,30
M_{totale} (g)	64600	12100,00
V_{total} (cm ³)	28819	5580,87
M_{eau} (g)	10925	1565,56
M_{sol} (g)	51374	10640,57
V_{sol} (cm ³)	17894	4015,31
V_{vides} (cm ³)	10925	1565,56
e	0,61	0,39
n	0,38	0,28
w	0,21	0,15
θ	0,38	0,28
S_r (%)	100	1,00

En annexe-B (B4-Montage des colonnes) on trouve le détail des caractéristiques de chaque couche. Les caractéristiques sont relativement semblables pour chaque couche, exceptée pour les couches qui ont été laissées sous chargement pendant une nuit (le montage a durée 3 jours) de sorte que les tassements sont plus importants dans ce cas. Ceci a permis de réduire d'avantages les pressions interstitielles dans la colonne. À la fin de la mise en place, les rejets dans la colonne S1G présentent une teneur en eau moyenne de 19 % et un indice des vides de 0,51 avant l'ennoiement (soit un degré de saturation de 100 %). La couche de moraine a une épaisseur de 30

cm, une teneur en eau de 23% et un indice des vides 0,62 (soit un degré de saturation de 100 %) avant l'enneigement. Les rejets dans la colonne S2G présentent une teneur en eau moyenne de 21 % et un indice des vides de 0,61 (pour un degré de saturation de 85 %). La couche de moraine a une épaisseur de 34,3 cm, une teneur en eau de 15 % et un indice des vides 0,39 avant l'enneigement (pour un degré de saturation de 100 %).

La figure 3.10 est un schéma des colonnes avec la position des appareils de mesure par rapport à la base de la colonne.

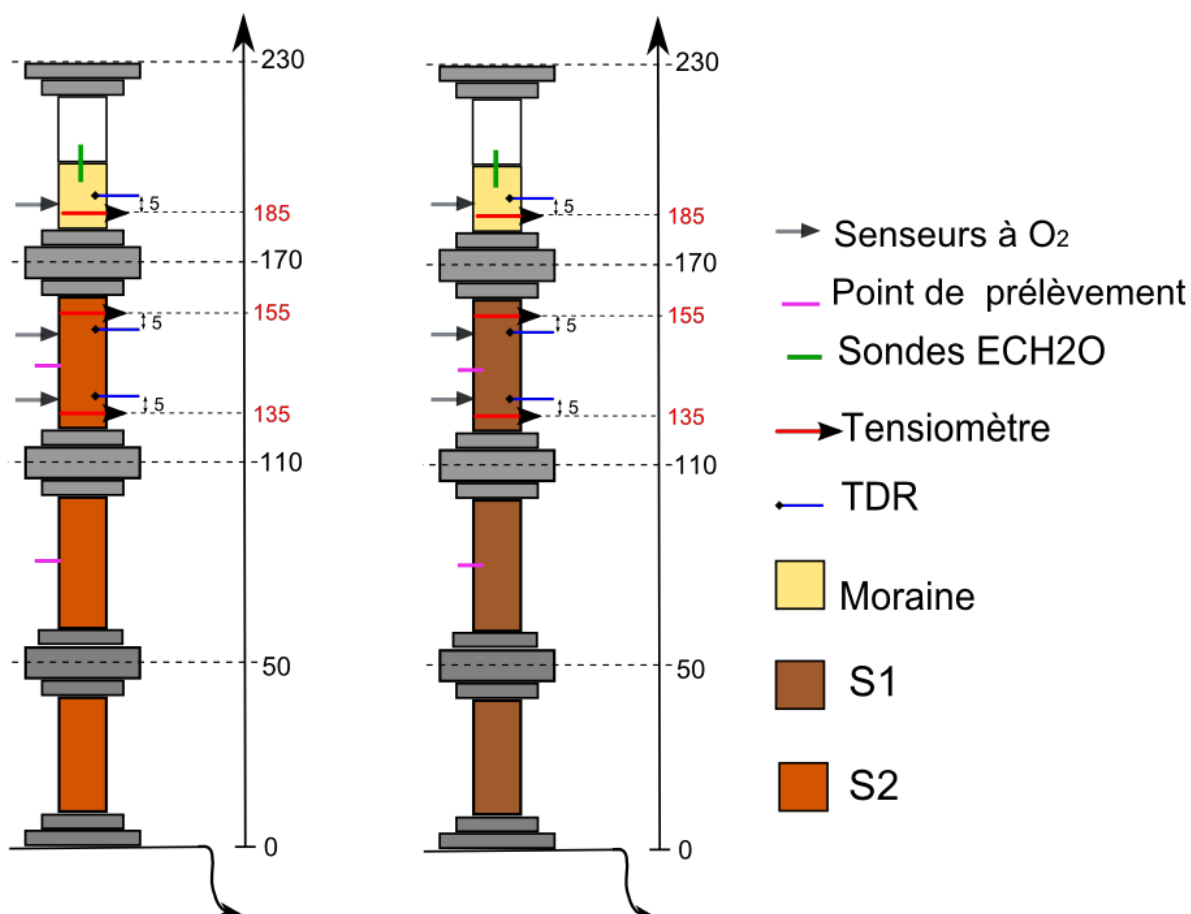


Figure 3-10 : Schéma des colonnes et position des appareils de mesures pour les grandes colonnes de S1G et S2G

Plusieurs capteurs ont été placés dans la colonne tel que montré à la figure 3.10:

- Deux points de prélèvement permettent de récupérer des échantillons d'eau à l'aide d'une seringue pour des analyses chimiques. Ceux-ci sont placés au milieu de la deuxième section et au milieu de la troisième section (dans les rejets). Les points de prélèvement sont utilisés dans les travaux qui ont suivi les 5 premiers cycles de drainage.
- Trois capteurs à oxygène permettent d'évaluer la concentration en oxygène dans la moraine et les rejets. Les capteurs à oxygène ont été calibrés à l'aide d'une solution de NaSO_3 juste avant d'être insérés dans les colonnes. Ils sont placés au bas et au haut de la troisième section (dans les rejets) et au bas de la quatrième section (dans la moraine). Ces capteurs serviront pour la suite du projet (les essais en colonnes se poursuivront jusqu'au début 2010).
- Trois sondes TDR ("Time Domain Reflectometry") mesurent la teneur en eau volumique. Le modèle est le « Soilmoisture Trase 6050 X1 ». Elles sont placées au bas et au haut de la troisième section (dans les rejets) et au bas de la quatrième section (dans la moraine).
- Une sonde ECH_2O , qui mesure la teneur en eau volumique est placée au sommet de la couche de moraine à la verticale. Le modèle Decagon ECH_2O EC-10 a été utilisé.
- Trois capteurs de pression mesurent la pression d'eau (ou la succion) dans la colonne. Le modèle des capteurs est le «Omega PX243A 05BG5V». Ils sont placés au bas et au haut de la troisième section (± 35 psi) dans les rejets et au bas de la quatrième section dans la moraine (± 105 psi). Les tensiomètres au sommet des colonnes doivent supporter des pressions plus élevées à cause de l'effet de l'évaporation qui peut engendrer des succions plus grandes.

Les colonnes sont enveloppées de papier d'aluminium pour empêcher l'exposition à la lumière afin de limiter le développement de bactéries et de moisissures (e.g. Aubertin et al. 1999; Dagenais 2005). Des poumons sous azote ont été installés sur les grandes colonnes après quelques cycles de drainage pour empêcher la formation de pressions d'air négative qui bloqueraient l'écoulement de l'eau dans la colonne (Aubertin et al., 1999). Ils sont constitués d'un sac étanche rempli d'azote (pour empêcher l'oxydation des rejets) et sont branchés à l'aide d'une aiguille sur un point de prélèvements. La valve est ouverte au besoin pour rééquilibrer les pressions.

La figure 3.11 présente des photos des colonnes instrumentées. En (a) on voit la position des différents instruments de mesure et en (b) on voit le montage final avec l'enrobage d'aluminium.

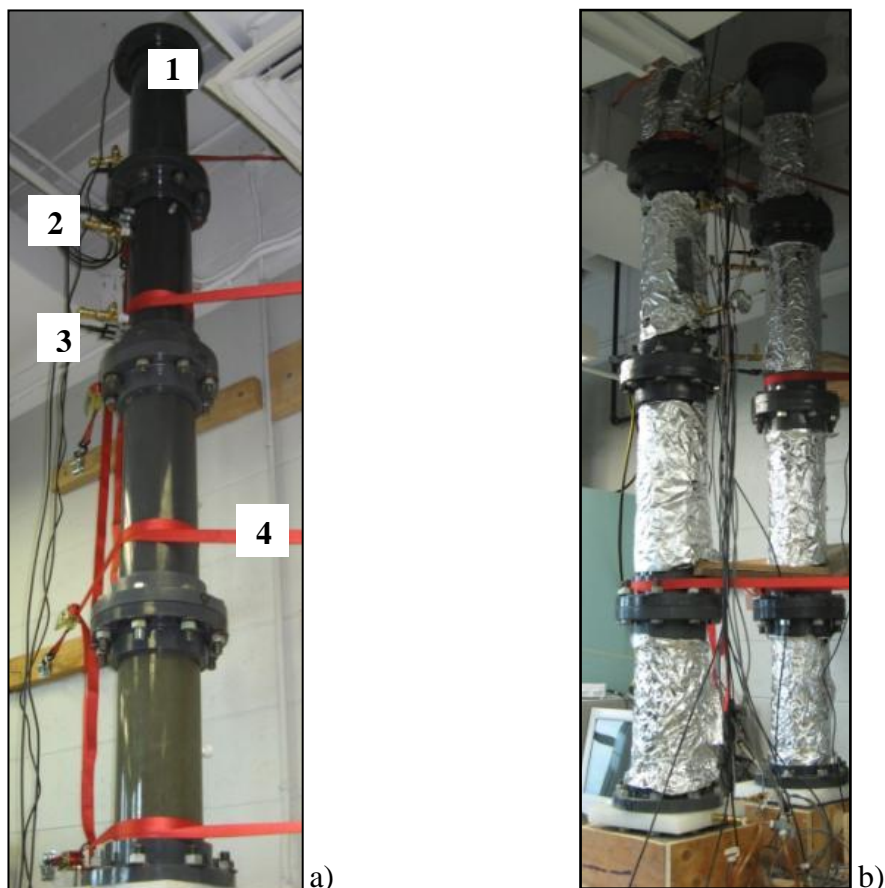


Figure 3-11 : Photos des colonnes instrumentées 1- sondes ECH₂O ; 2- tensiomètres ; 3- TDR ; 4- points de prélèvements (a); Colonnes enrobées de papier d'aluminium installées au laboratoire (b)

3.5 Cycles de mouillage et de drainage

Les cycles de mouillage-drainage ont été réalisés afin d'étudier le comportement hydrogéologique du recouvrement monocouche et des rejets. Les résultats obtenus en colonnes vont permettre de construire et de valider un modèle numérique. Cinq cycles de mouillage-drainage ont été réalisés pour cette étude. Au moment d'écrire le texte (novembre 2009) les essais en colonnes étaient toujours en cours.

Le premier cycle de drainage est différent des cycles subséquents puisque la moraine est submergée par 10 cm d'eau pour les grandes colonnes (et 7 cm d'eau pour les petites colonnes). Les résidus et la moraine sont donc complètement saturés au lancement du premier essai de drainage sur S1G, S2G, S1P et S2P. Les cycles de mouillage-drainage suivants sont lancés à partir de conditions pseudo-stationnaires obtenues suite à environ 4 semaines d'écoulement. En pratique, on attend que l'écoulement dans toutes les colonnes soit terminé pour lancer un nouveau cycle. Avant le lancement de chaque cycle, on a pris des mesures de teneurs en eau volumique et de pressions. Le mouillage est réalisé avec de l'eau déminéralisée afin de réduire les sources de variation lors de mesures géochimiques. Entre le montage de la colonne et le lancement du premier cycle, plusieurs jours se sont écoulés. Pour protéger les rejets durant cette période, la colonne a été saturée avec un excès d'eau en surface. Au lancement du premier cycle, on a retiré cette eau en excès qui avait été en contact avec la moraine et les rejets pour ajouter de l'eau déminéralisée en surface. Pour les petites colonnes, 550 ml d'eau sont ajoutés à chaque cycle; 1800 ml sont ajoutés pour les grandes colonnes. Ces valeurs ont été déterminées à partir du volume des vides dans les colonnes. Au début du cycle de drainage la sortie d'eau qui est initialement placée au sommet de la colonne, est descendue tranquillement (pendant environ 2 heures) jusqu'à obtenir une succion de 100 cm au bas des grandes colonnes et de 20 cm au bas des petites colonnes. Pour les cycles suivants, on a laissé le niveau de la sortie d'eau au même endroit et on ajoute l'eau déminéralisée au sommet.

Au début de chaque cycle on doit s'assurer que la succion est bien appliquée dans les grandes et petites colonnes en vérifiant qu'il n'y a pas de désaturation du tube capillaire. On fait aussi passer de l'eau désaéré sous la pierre poreuse, pour resaturer la base de la colonne et dans le tube capillaire en U qui mène à la sortie. Pour les petites colonnes, on doit s'assurer que le bas des résidus est saturé afin d'appliquer la petite succion car il n'y a pas de pierre poreuse. On fait donc pénétrer un peu d'eau au bas de la colonne avant de baisser la sortie du tube capillaire.

Tout au long des cycles de drainage, on prend régulièrement des mesures du débit sortant. On note aussi les teneurs en eau et les pressions dans la colonne trois fois par jour. Les 50 premiers ml récupérés sont utilisés pour une analyse chimique détaillée. Pour la suite, il est suggéré d'utiliser l'échantillon d'eau complet pour obtenir un bilan plus précis. On mesure le pH et l'Eh

et on fait des analyses de fer et de sulfates régulièrement sur le lixiviat (avec les équipements décrits à la section analyses chimiques)..

Les vitesses d'infiltrations d'eau au sommet des grandes colonnes ont été suivies durant deux cycles. L'évaporation est suivie au cours des cycles grâce à une cuvette d'évaporation placée à côté du sommet des colonnes. Les résultats sont présentés au chapitre 4 et discutés au chapitre 5.

3.6 Travaux de terrain

Trois activités ont été menées sur le site de la mine Selbaie lors des travaux de terrain réalisés au mois de juin 2008 (par le technicien Nil Gaudet de l'UQAT, l'étudiant Thomas Pabst et l'auteure) :

- la prise de mesures sur les équipements installés en 2007 sur le site et l'observation générale du site;
- la réalisation d'essais de consommation à travers la couverture et dans les résidus afin d'évaluer le flux *in situ*;
- la prise d'échantillons de moraine pour définir un fuseau granulométrique du matériau en place.

3.6.1 Prise de mesures

Divers équipements de mesure ont été installés sur le parc à résidus miniers de Selbaie en juillet 2007 (par le technicien Nil Gaudet et les étudiants Thomas Pabst et Nicolas Pépin). Ils permettent de suivre le comportement de la couverture et des résidus. Ils sont regroupés en stations situées près des piézomètres qui étaient déjà en place. Les stations instrumentées sont identifiées sur la figure 3.12 du site en rouge à l'aide d'un sigle commençant par **T** et les piézomètres en vert (indiqués par xx) et en bleu (indiqués PO-xx-xx).

À chaque station de mesure, on retrouve trois sondes TDR (*Soilmoisture Trase 6050 X1*) et trois capteurs Watermark qui permettent de mesurer respectivement la teneur en eau volumique et la succion dans le matériau. Les senseurs sont installés à trois différentes profondeurs (1 m, 2 m et 3 m par rapport au sommet de la couverture sur le parc). À titre d'informations on mentionne aussi

que des sondes ECH_2O (ECH_2O EC-10), qui mesurent la teneur en eau volumique ont été installées à deux stations (4 sondes ECH_2O à chacune des stations) et doivent mesurer en continue la teneur en eau du sol à l'aide d'un système d'acquisition *Em-50* de Decagon. Ces mesures ne sont pas utilis.es ici mais ils seront utilisés pour la suite des travaux.

En plus des teneurs en eau et des succions, on a aussi relevé les hauteurs d'eau dans les piézomètres déjà installés sur le site.

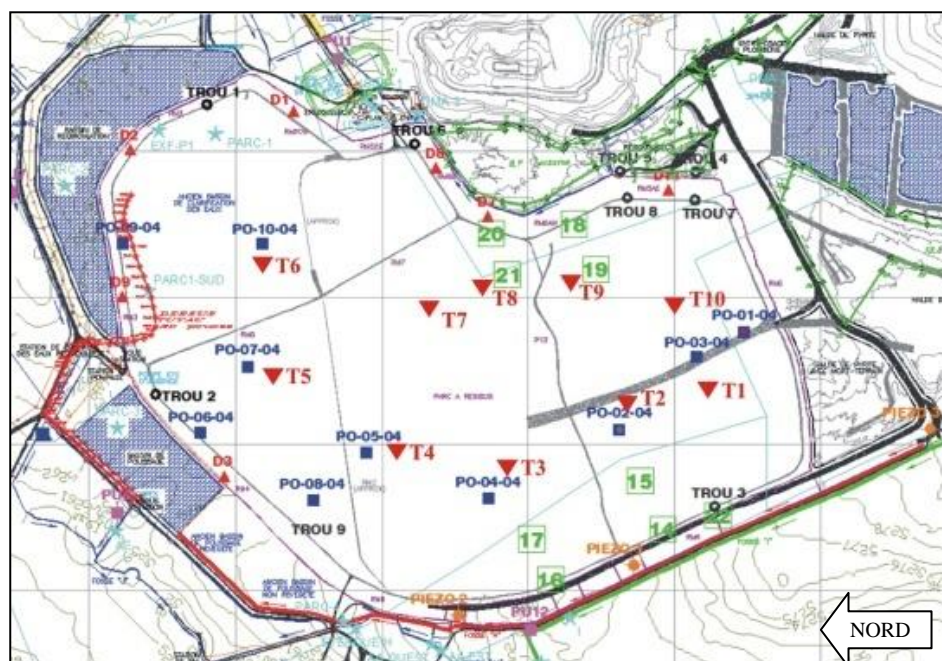


Figure 3-12 : Plan du parc à résidus avec la position des piézomètres (indiqués par PO-xx-xx et xx) et des stations d'équipements (T1-T10)

3.6.2 Essais de consommation d'oxygène

Il était prévu de réaliser deux séries de trois essais de consommation au travers de la moraine (d'une durée de 1 à 2 jours). La figure 3.13 montre la configuration visée pour un essai de consommation au travers du recouvrement monocouche. Les tubes sont insérés dans une épaisseur d'environ 30 cm de moraine et doivent pénétrer les rejets. La décroissance de la concentration d'oxygène est mesurée avec le capteur au sommet. Suite à une décroissance très faible (quasi nulle) de la concentration mesurée (et des données irrégulières), nous avons décidé de ne réaliser qu'une série d'essais d'une durée prolongée (de 2 à 4 jours).

Les senseurs à oxygène qui ont été utilisés pour ces essais de terrain ont mal supporté les conditions climatiques. Durant la semaine passée sur le site, les températures ont oscillé entre 7 °C (la nuit) et 17°C (le jour). Les valeurs que nous donnaient les senseurs étaient fortement influencées par la variation de température. Des boîtes isolantes en styromousse, ont été installées sur les capteurs mais il semblerait que ça n'ait pas été suffisant pour assurer la stabilité des lectures. De plus, en démontant les tubes, on s'est aperçu que les trois tubes ne pénétraient pas dans les rejets. Ceci pourrait affecter les résultats de la mesure.

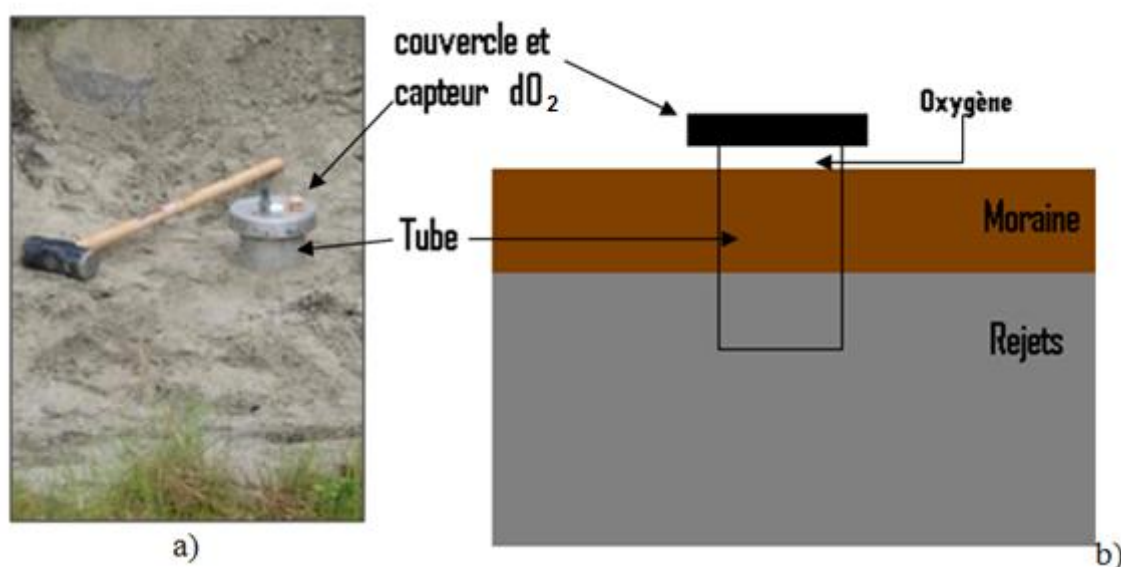


Figure 3-13 : Photos d'un tube fermé utilisé pour un essai de consommation sur le terrain (a); vue de profil de la configuration souhaitée pour un essai de consommation au travers de la moraine

Après trois jours, l'essai de consommation 3 a été arrêté pour déplacer le tube directement dans les rejets près de l'essai de consommation 2. On voulait alors évaluer la consommation d'oxygène par les rejets mais cela n'a pas fonctionné beaucoup mieux. Pour ces raisons, peu d'emphasis est mise sur ces mesures au prochain chapitre.

3.6.3 Échantillonnage

Un échantillonnage additionnel du matériau de recouvrement a été fait afin d'évaluer l'hétérogénéité de la moraine sur le parc. On souhaite aussi évaluer si le comportement de la couverture monocouche peut varier selon l'endroit. Le site entier a été quadrillé et 33 échantillons

ont été prélevés en surface. À chaque endroit, on a retiré le couvert végétal puis on a mesuré la teneur en eau volumique à l'aide d'une sonde TDR et d'un lecteur TRASE1. On a alors prélevé plusieurs échantillons de moraine (entre 0,5 et 2 kg).

Les teneurs en eau massiques de chaque échantillon ont été mesurées. Les échantillons ont été passés au tamis 10 mm. Une granulométrie par tamisage suivant la norme ASTM D422 a été réalisée sur les échantillons de moraine. Une analyse à l'aide d'un granulomètre laser Malvern Mastersizer a aussi été effectuée au laboratoire de l'UQAT (voir section 3.3.1).

3.7 Modélisations numériques

Les principales modélisations numériques pour ce projet ont été menées à l'aide du logiciel SEEP/W (2007) de la suite GEOSLOPE (Geoslope international, 2007). L'objectif des modélisations numériques est de créer une représentation simplifiée d'une section verticale du parc à résidus du site Selbaie, afin d'évaluer les conséquences de l'hétérogénéité de la couverture et l'influence du niveau de la nappe phréatique. Les colonnes servent pour la calibration du modèle selon les teneurs en eau et les débits observés lors des cycles de drainage. Un des principaux défis pour la calibration d'un modèle est d'utiliser des CRE et des fonctions de conductivité hydraulique non saturée appropriées puisque qu'une faible variation dans ces fonctions peut fortement affecter les résultats de calcul. Les effets d'hystérésis sur les courbes de mouillage et de séchage, qui ne sont pas pris en compte dans le modèle, sont aussi une source d'erreur (Maqsood et al., 2005; Adu-Wusu et al., 2006).

Afin de modéliser les cycles de mouillage-drainage, l'infiltration au sommet et l'évaporation mesurée durant deux cycles de drainage sur les grandes colonnes ont été transposés dans le modèle sous la forme d'un débit entrant au sommet de la colonne. À l'aide du logiciel, on tente alors de reproduire de façon la plus exacte possible le comportement de ces colonnes, avant d'étendre l'étude vers le comportement du système de recouvrement sur le site. Plus de détails sur le modèle, sa validation et les résultats numériques sont présentés au chapitre 5.

CHAPITRE 4 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

Ce chapitre présente les résultats obtenus au laboratoire et sur le terrain pour les mesures qui visent à caractériser les matériaux étudiés. À partir des caractéristiques déterminées dans ce chapitre, nous pourrions créer un modèle numérique de nos colonnes qui nous permettra de mieux comprendre le comportement du système rejets-couverture et d'étendre, dans le chapitre 5, notre étude à des conditions plus représentatives du parc à résidus.

La première étape du projet a été de mesurer les propriétés hydrogéotechniques des matériaux à l'aide d'essais en laboratoire décrits au chapitre 3. Ces résultats ont été comparés aux prédictions, lorsque possible. Les modèles de prédictions utilisés sont présentés au chapitre 2. Le suivi du comportement des colonnes durant 5 mois a permis d'amasser des données sur le comportement hydrique des matériaux. Elles sont présentées dans la seconde section du présent chapitre. Des essais de diffusion et de consommation d'oxygène ont permis d'évaluer les vitesses de transport de l'O₂ au sein des matériaux. Finalement, la section sur les travaux de terrain présente l'ensemble des données qui ont été amassées sur le site.

4.1 Propriétés hydrogéotechniques des matériaux

4.1.1 Analyses granulométriques et densité relative des grains

La figure 4.1 présente les courbes granulométriques des trois matériaux étudiés : les rejets S1, les rejets S2 et la moraine. Une analyse granulométrique a été réalisée sur chaque chaudière amassée sur le terrain. Ainsi 4 granulométries ont été mesurées sur la moraine, 8 sur les rejets S1 et 7 sur les rejets S2. On voit que les rejets S2 présente une granulométrie plus fine que les rejets S1. La moraine présente une granulométrie un peu plus grossière que les rejets. Il est important de rappeler que la fraction la plus grossière de la moraine (retenue au tamis 10 mm) a été retirée pour les mesures et pour les essais en colonne. Les courbes granulométriques pour chaque chaudière sont présentées à l'Annexe A (Courbes granulométriques et densité relative). Toutes les courbes granulométriques sont proches des courbes moyennes présentées à la figure 4.1.

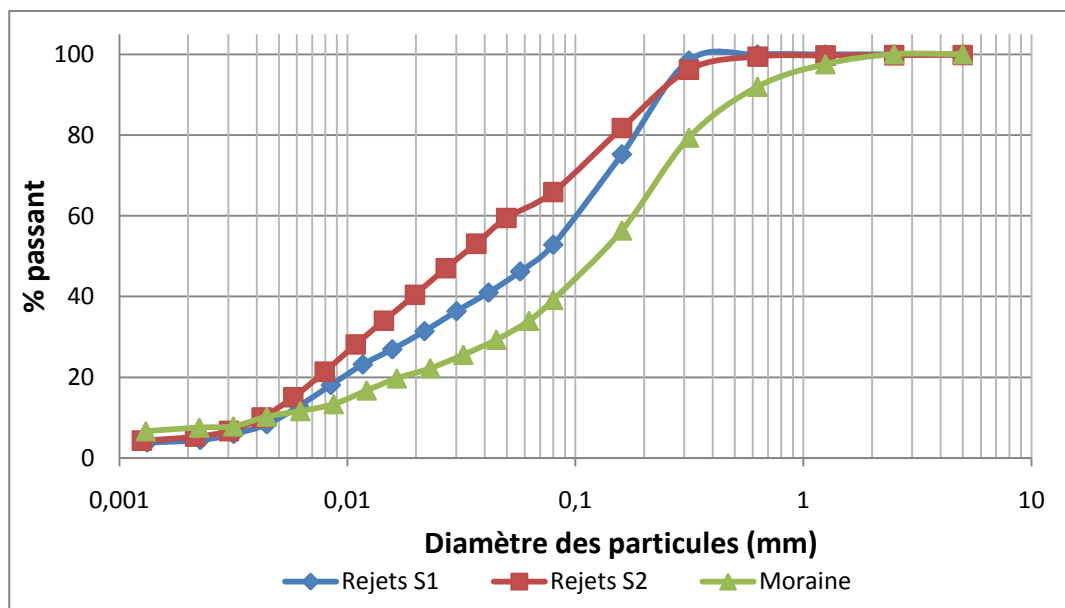


Figure 4-1 : Courbes granulométriques moyennes pour les trois matériaux étudiés (Moraine, Rejets S1 et S2)

Le tableau 4.1 présente les principales caractéristiques granulométriques moyennes des trois matériaux. Le pourcentage de particules présentant un diamètre de taille inférieur à $2\ \mu\text{m}$ est plus élevé pour les rejets S2 que S1 ; S2 présente aussi un pourcentage passant $80\ \mu\text{m}$ plus élevé (et ainsi une granulométrie plus fine). La moraine présente un pourcentage de particules inférieures à $2\ \mu\text{m}$ plus grand que les rejets et un pourcentage passant $80\ \mu\text{m}$ plus faible car c'est un matériau présentant une granulométrie plus étalée. Les trois matériaux présentent des D_{10} relativement semblables de l'ordre de $4,5 \times 10^{-3}\ \text{mm}$. S1 présente un D_{60} plus grand que S2 et un coefficient d'uniformité C_U plus élevé (et une granulométrie plus étalée). Le D_{60} de la moraine est plus élevé que celui des rejets et son C_U beaucoup plus grand à cause de son étalement. Les valeurs du tableau 4.1 pour les rejets sont comparables à celles rapportées par Bussièrè (2007) pour des rejets miniers typiques. Elles sont aussi très semblables aux valeurs présentées par Qiu et Sego (2000) pour des rejets miniers provenant de mines d'or et de cuivre.

Tableau 4-1 : Caractéristiques moyennes des fuseaux granulométriques des trois matériaux

Échantillon	% < 2µm	% < 80 µm	D_{10} (mm)	D_{60} (mm)	C_u
Rejets S1	4,29	52,84	0,005	0,106	20,89
Rejets S2	5,15	65,89	0,0042	0,052	12,47
Moraine	7,34	39,18	0,0043	0,185	43,01

Des mesures de la limite de liquidité w_L ont été tentées sur la moraine afin d'obtenir sa classification USCS. Aucune valeur n'a été obtenue mais on peut quand même déterminer que le sol correspond à un silt inorganique SM selon la classification unifiée (USCS, voir Bowles 1984). Aucune valeur de w_L n'a pu être obtenue sur les rejets car ceux-ci ne montrent aucune plasticité (ni cohésion).

Le tableau 4.2 présente les valeurs moyennes de la densité relative des solides. Ces valeurs ont été obtenues à partir d'essais au pycnomètre réalisés sur chaque chaudière amassée sur le terrain. L'essai a été réalisé sur 4 échantillons de moraine, 5 échantillons de S1 et 7 échantillons de S2. Les rejets S2 présentent une densité des grains solides D_r plus élevée que les deux autres matériaux ce qui serait dû à la plus grande teneur en fer (pyrite). La moraine présente la densité relative la plus faible. Bussière (2007) rapporte une valeurs de D_r entre 2,6 et 2,9 pour des rejets miniers provenant de mines d'or en veines de quartz, et des valeurs supérieures à 2,9 pour des rejets miniers sulfureux. Nos valeurs sont conséquentes avec celles-ci et celles données dans Aubertin et al. (2002) qui rapportent des valeurs qui oscillent entre 2,6 et 4,0 pour les rejets. Des valeurs similaires ont été rapportées par Qiu et Sego (2000) et par Vick (1983). Les valeurs sont donc compatibles avec les valeurs habituellement observées.

Tableau 4-2: Densité relative moyenne des grains solides pour les matériaux à l'étude

Échantillon	D_r
Rejets S1	2,74
Rejets S2	2,87
Moraine	2,67

4.1.2 Essais Proctor

Le tableau 4.3 présente les résultats obtenus pour les essais Proctor. Les rejets S1 présentent une teneur en eau à l'optimum Proctor (w_{opt}) de 9,8% pour un indice des vides (e_{opt}) de 0,34 et un poids unitaire sec de 20,41 kN/m³. Les rejets S2 présentent une teneur en eau à l'optimum Proctor (w_{opt}) de 10,2% pour un indice des vides (e_{opt}) de 0,33 et un poids unitaire sec de 20,6 kN/m³. Nos valeurs sont assez similaires à celles rapportées par Bussière (2007) pour des rejets. Les valeurs de densité sèche obtenues se trouvent très près des limites usuellement observées ρ_d entre 1488 et 2048 kg/cm³.

Tableau 4-3 : Résultats des essais Proctor pour les rejets matériaux

Échantillon	e_{opt}	w_{opt} (%)	ρ_d (kg/m ³)
Rejets S1	0,34	9,8	2040
Rejets S2	0,33	10,2	2060

4.1.3 Paramètres de consolidation

Les mesures de consolidation ont été réalisées en petites colonnes sur les rejets S1 et S2 en 3 couches. La figure 4.2 présente les courbes de consolidation pour les rejets de S1 (a) et S2 (b) pour chaque couche. Les essais ont permis d'estimer l'indice de compression C_c et l'indice de recompression C_r . Dans ce cas-ci l'indice de recompression a été calculé à partir des courbes de rebondissement. Les essais de consolidation n'ont pas été réalisés sur la moraine, à cause d'un manque de sol. Il est important de noter que toutes les pressions interstitielles ne sont pas dissipées durant ces essais. De plus, contrairement à un essai standard en oedomètre, le matériau et l'appareillage de consolidation sont soumis à un phénomène de friction le long des parois de la colonne. Ainsi, la compression en oedomètre serait plus grande que celle observée ici. Finalement la mise en place de matériau pour cet essai et dans les colonnes se fait par couche. Ceci implique que la couche du fond est soumise à un processus de compression beaucoup plus long que la couche du haut (compression subit pour chaque ajout de couche) et présente ainsi un indice des vides plus faible à la fin des essais.

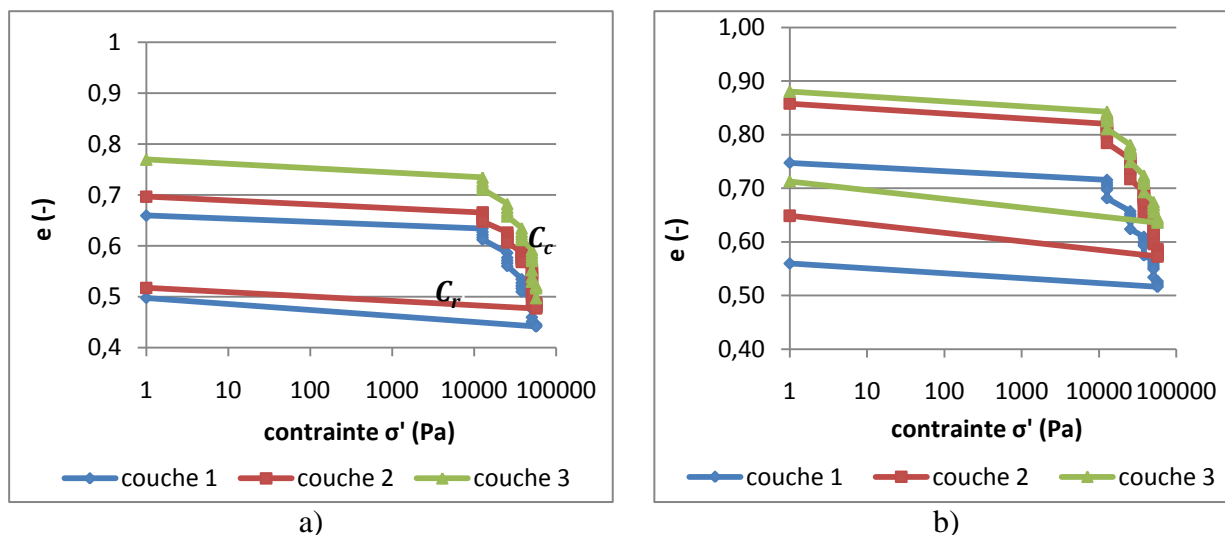


Figure 4-2 : Relation e - $\log(\sigma')$ durant la phase de consolidation des rejets S1 (a) et S2 (b) pour les 3 couches

Tableau 4-4 : Coefficients de consolidation et de recompression calculés pour chaque couche pour les rejets S1 et S2

	Couche 1				Couche 2				Couche 3			
	C_c	C_r	$e_{initial}$	e_{final}	C_c	C_r	$e_{initial}$ moyen	e_{final} moyen	C_c	C_r	$e_{initial}$ moyen	e_{final} moyen
Rejets S1	0,26	0,015	0,66	0,44	0,26	0,009	0,60	0,49	0,33	0,011	0,50	0,42
Rejets S2	0,25	0,0076	0,75	0,52	0,32	0,013	0,70	0,60	0,27	0,013	0,70	0,64

Les rejets de concentrateur montrent habituellement un indice de compressibilité C_c compris entre 0,10 et 0,30 pour les particules fines (Aubertin et al., 2002). Les valeurs de C_c et le C_r obtenues ici sont un peu plus élevée mais se comparent bien à celles présentées dans la littérature pour des rejets miniers (e.g. Vick, 1983, Aubertin et al., 1996; Bussière, 2007; Ouangrawa, 2007).

4.1.4 Analyses minéralogiques

Le tableau 4.5 présente les résultats des analyses minéralogiques obtenus au diffractomètre à rayon X (DRX) pour les trois matériaux étudiés. La pyrite est le seul sulfure contenu dans les rejets. Le résidu S2 présente une teneur en pyrite plus élevée que S1. Des mesures au DRX sur

d'autres échantillons de Selbaie ont aussi été réalisées à l'UQAT. Les teneurs en pyrite de leur échantillons oscillent entre 1,16 et 4,95 % (en poids) avec comme moyenne de 3,3%. Nos valeurs de la teneur en pyrite sont donc très proches.

Les deux rejets sont composés principalement de quartz (65-79%). Les autres silicates présents dans les résidus S1 et S2 sont la chlorite, la muscovite, l'orthoclase, la paragonite et l'épidote. Le seul carbonate présent dans les rejets est la dolomite, en concentration très faible (0,04-0,06%). Dans S1, on retrouve un hydroxyde, la zoïsite, en faible concentration. On peut noter l'absence de sulfates pour les rejets S1 et S2. Ces compositions minéralogiques sont comparables à celles obtenues avec les analyses faites au laboratoire de l'UQAT pour lesquelles ils ont obtenu une teneur en quartz de 70% à 80% dans ces échantillons. Un de leurs échantillons contenait de la calcite (1.45%).

Tableau 4-5 : Analyses minéralogiques au DRX des trois matériaux étudiés (%poids)

Minéraux	Formule chimique	Rejets S1	Rejets S2	Moraine
Chlorite	$Mg_5Al_2Si_3O_{10}(OH)_8$	11,59	6,19	1,91
Pyrite	FeS_2	2,2	5,84	
Muscovite	$KAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$	0,32	8,22	2,14
Orthoclase	$KAlSi_3O_8$	3,63	5,93	1,93
Quartz	SiO_2	78,43	65,89	39,84
Anorthite	$Ca(Al_2Si_2O_8)$	-	-	32,88
Albite	$NaAlSi_3O_8$	-	-	10,48
Jarosite	$KFe_3^{+3}(OH)_6(SO_4)_2$	-	-	1,4
Actinolite	$Ca_2(Mg,Fe)_5Si_8O_{22}(OH)_2$	-	-	3,26
Phogopite	$KMg_3[OH,F)_2]AlSi_3O_{10}$	-	-	2,38
Dolomite	$CaMg(CO_3)_2$	0,06	0,04	3,78
Paragonite	$NaAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$	0,28	4,14	-
Epidote	$Ca_2(Fe+3,Al)_3(SiO_4)_3(OH)$	2,47	3,75	-
Zoisite	$Ca_2Al_3[O,OH,SiO_4,Si_2O_7],$ $Mg_5Al_2Si_3O_{10}(OH)_8$	1,02		-
Total		100	100	100

La moraine est principalement composée de silicates représentés en majorité par : le quartz, l'anorthite et l'albite. Aucun minéral sulfureux n'a été identifié au DRX. La moraine contient

aussi un carbonate (la dolomite), et un sulfate (la jarosite). Les valeurs du potentiel de génération d'acide sont présentées à la section 4.1.6.

4.1.5 Mesures au LECO

Des analyses au LECO ont été réalisées au laboratoire de géochimie l'École Polytechnique de Montréal. Suite à chaque analyse au pycnomètre, une partie de l'échantillon a été conservé pour faire une analyse au LECO et obtenir la teneur en carbone inorganique total et en soufre. Ainsi 4 analyses sur la moraine, 4 analyses sur les rejets S1 (trois des échantillons a été perdu) et 7 analyses sur les rejets S2 ont été réalisées et sont présentés au tableau 4.6. Pour chaque échantillon, 3 mesures ont été faites.

Tableau 4-6 : Résultats des analyses au LECO réalisées sur des échantillons de rejets S1, S2 et de moraine

Échantillon	Carbone total %				Soufre total %			
	1	2	3	moy	1	2	3	moy
Rejets S1-5	0,20	0,33	0,19	0,24	1,69	1,58	1,59	1,62
Rejets S1-6	0,19	0,18	0,18	0,18	1,44	1,42	1,470	1,44
Rejets S1-7	0,19	0,19	0,19	0,19	1,48	1,54	1,47	1,50
Rejets S1-8	0,19	0,19	0,20	0,19	1,63	1,56	1,55	1,58
Rejets S2-1	0,37	0,37	0,37	0,37	4,29	4,10	4,04	4,14
Rejets S2-2	0,40	0,38	0,45	0,41	4,58	4,55	4,26	4,46
Rejets S2-3	0,37	0,36	0,38	0,37	3,63	3,91	3,49	3,68
Rejets S2-4	0,36	0,38	0,39	0,38	4,35	4,25	4,36	4,32
Rejets S2-5	0,37	0,38	0,38	0,38	3,87	3,82	3,94	3,88
Rejets S2-6	0,39	0,38	0,40	0,39	4,19	4,29	4,00	4,16
Rejets S2-7	0,39	0,40	0,39	0,39	4,64	4,59	4,58	4,60
Moraine-1	0,85	0,85	0,87	0,86	0,166	0,171	0,171	0,169
Moraine -2	0,78	0,79	0,78	0,79	0,260	0,259	0,258	0,259
Moraine -3	0,94	0,93	0,93	0,94	0,052	0,049	0,048	0,050
Moraine -4	1,06	1,05	1,05	1,05	0,052	0,051	0,049	0,051

Les pourcentages de soufre total donnés par le LECO (Tableau 4.6) correspondent bien à ceux donnés par le DRX (obtenu à partir de la teneur en pyrite au Tableau 4.5) pour les résidus miniers

S1 et S2. Les analyses montrent une plus forte concentration en soufre pour les rejets S2 (moyenne 4,18 %) que les rejets S1 (moyenne 1,5%). Ces résultats sont similaires à ceux donnés par le DRX. L'analyse au LECO montre des teneurs en soufre totale dans la moraine qui proviendrait de la jarosite. Au DRX, on a noté que le soufre sulfate est absent. Les mesures au DRX présente des teneurs en carbonate beaucoup plus faibles pour les rejets S1 et S2 alors que pour la moraine les valeurs sont relativement semblables. Rappelons ici que le DRX considère seulement le carbone provenant de la dolomite alors que tous les composés contenant du carbone inorganique sont pris en compte au LECO. Les analyses réalisées à l'UQAT au DRX donnent des teneurs en carbone inorganique total pour les rejets similaires à celles obtenues au LECO. Ils ont mesuré une teneur massique en carbonate de 2,5 % avec en majorité de la dolomite (présence mineure de calcite). Ainsi il est possible que la teneur en dolomite de l'échantillon choisi pour le DRX ne soit pas représentative de la teneur des autres échantillons de rejets.

4.1.6 Analyses chimiques

4.1.6.1 Test ABA modifié

La méthode du test ABA modifié (Lawrence et Wang, 1997) considère uniquement le soufre sulfure comme agent générateur d'acide. La méthode complète est décrite au chapitre 2 et dans Plante (2004). Les résultats de ces essais statiques, réalisés à partir des analyses au DRX (tableau 4.5), sont présentés au tableau 4.7. Les résultats obtenus à partir des analyses au LECO (tableau 4.6) sont présentés au tableau 4.8. À partir de ces valeurs on a calculé le potentiel de neutralisation des carbonates (*PNC*), le potentiel d'acidité (*PA*) et le potentiel d'acidité des sulfures (*PAS*) des matériaux. Le *PA* a été déterminé à partir de la teneur en soufre contenu dans la pyrite ($\%S = \%FeS_2 \times 32 \times 2 / 120$). La teneur en carbone inorganique totale a été déterminée à partir de la teneur en CO_3 contenue dans les différents minéraux. Par exemple, la dolomite :

$$\%CO_2 = \% CaMg(CO_3)_2 \times 44 \times 2 / 185.$$

À partir de ces valeurs, on peut calculer le potentiel net de neutralisation ($PNN = PNC - PAS$) qui permet d'évaluer si les rejets seront générateurs de DMA et le ratio PNC/PAS qui constitue une autre façon d'évaluer le potentiel de génération d'acide. Tel que dit précédemment on note dans les analyses au DRX l'absence de sulfates. Les analyses au LECO donnent seulement la teneur en

soufre total. Basé sur ce qui a été observé au DRX, les concentrations en soufre sulfates pour les rejets ont été considérées comme nulles.

Tableau 4-7 : Calculs du *PA*, *PAS*, *PNC*, *PNN* et du ratio *PNC/PAS* à partir des essais statiques basés sur les valeurs de concentration en sulfure obtenues au DRX (tableau 4.5)

	S_{total} (%)	S_{sulfates} (%)	S_{sulfures} (%)	CO₂ (%)	PA	PAS	PNC	PNN	PNC/ PAS
Rejets S1	1,17	0	1,17	0,03	36,71	36,71	0,65	-36,06	0,0177
Rejets S2	3,12	0	3,12	0,02	97,46	97,46	0,43	-97,02	0,0045
Moraine	0,09	0,09	0	1,80	2,80	0,00	41,03	41,03	-

Tableau 4-8 : Calculs du *PA*, *PAS*, *PNC*, *PNN* et du ratio *PNC/PAS* à partir des concentrations en carbone et en soufre obtenues au LECO

Échantillon	S_{total} %	S_{sulfure} s (%)	C_{total} (%)	PA	PAS	PNC	PNN	PNC/ PAS
S1	1,50	1,50	0,20	46,85	46,85	4,56	-42,29	0,10
S2	4,18	4,18	0,38	130,55	130,55	8,73	-121,82	0,07
Moraine	0,13	0,00	0,91	4,13	0,00	20,64	20,64	8,69

Rappelons les critères usuels de détermination du potentiel de génération d'acide des rejets (Ferguson et Morin, 1991; Miller et al., 1991; Benzaazoua et al., 2002; Aubertin et al., 2002; Plante, 2004) :

- si $PNN > +20 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$, l'échantillon est considéré comme non générateur d'acide; si $PNN < -20 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$, l'échantillon est considéré comme générateur d'acide; si $20 \leq PNN \leq +20 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$, on se trouve dans une zone d'incertitude et d'autres essais sont nécessaires.
- si le rapport PNC/PAS est inférieur à 1, l'échantillon sera générateur d'acide; si le rapport est entre 1 et 3, alors son potentiel de génération d'acide est incertain; si le PNC/PAS est supérieur à 3 l'échantillon n'est pas générateur d'acide.

Les rejets S2 sont considérés comme fortement générateurs avec un ratio PNC/PAS de 0,07 au LECO et de 0,0045 au DRX et un PNN de -121,82 au LECO et de -97 au DRX. Les rejets S1 sont plus faiblement générateurs avec un PNC/PAS de 0,1 au LECO et de 0,0017 au DRX est un PNN

de -42,29 au LECO et de -36 au DRX. La moraine n'est pas génératrice puisqu'elle présente un *PNC/PAS* de 8,69 au LECO et un *PNN* de 20,64 au LECO et de 41,03 au DRX. De plus, elle ne contient pas de pyrite et ainsi le critère %S<0,1% est respecté.

4.1.7 Essais de perméabilité

Les résultats des essais de perméabilité sont présentés au tableau 4.9. Deux essais ont été réalisés sur chaque matériau. Les valeurs entre les deux essais sont similaires pour les rejets mais on remarque un plus grand écart pour les essais sur la moraine.

Les degrés de saturation finaux dans les échantillons varient entre 95,3 et 100 %. Suite aux recommandations de Chapuis et al. (1989), on considère que les degrés de saturation sont acceptables. Les degrés de saturation les plus faibles sont observés pour la moraine, ce qui pourrait expliquer la variabilité des résultats.

Tableau 4-9 : Résultats des essais de perméabilité réalisés en cellule triaxial pour les rejets S1 et S2 ainsi que pour la moraine

	Essai 1			Moyenne	Essai 2			Moyenne
	<i>e</i>	<i>k</i> (cm/s)	<i>k</i> (cm/s)	<i>k</i> (cm/s)	<i>e</i>	<i>k</i> (cm/s)	<i>k</i> (cm/s)	<i>k</i> (cm/s)
Rejets S1	0,50	6,12E-05	6,41E-05	6,26E-05	0,46	3,48E-05	3,61E-05	3,54E-05
Rejets S2	0,55	2,11E-05	2,13E-05	2,12E-05	0,52	2,40E-05	2,19E-05	2,30E-05
Moraine	0,29	1,04E-04	9,32E-05	9,85E-05	0,31	3,46E-05	8,31E-06	2,14E-05

Au tableau 4.10, les résultats obtenus sont comparés aux valeurs prédites par les modèles de Kozeny Carman (KC) et de Kozeny Carman modifié (KCM). On peut voir que les résultats obtenus au laboratoire se comparent bien avec les résultats obtenus à l'aide des modèles KC et KCM. Pour un indice des vides entre 0,46 et 0,50 les résidus S1 présentent une conductivité hydraulique de l'ordre de $6,26 \times 10^{-5}$ à $3,54 \times 10^{-5}$ cm/s. Les résidus S2 présente une conductivité hydraulique de l'ordre de $2,12 \times 10^{-5}$ à $2,30 \times 10^{-5}$ cm/s pour un indice des vides de 0,52 à 0,54. Ces valeurs correspondent aux valeurs typiques obtenues pour un sol silteux et pour des rejets miniers (Freeze and Cherry 1979; Holtz et Kovács, 1981; Aubertin et al., 1996, 2002).

Tableau 4-10 : Conductivités hydrauliques saturées mesurées et prédites pour les trois matériaux étudiés

	e_{moy}	k_s , Essai triaxial (cm/s)	k_s , Modèle KCM (cm/s)	k_s , Modèle KC (cm/s)	Ratio k_s/k_{KCM}	Ratio k_s/k_{KC}
S1	0,46	3,54E-05	1,21E-05	6,46E-05	2,92	0,55
	0,50	6,26E-05	1,92E-05	8,41E-05	3,26	0,74
S2	0,52	2,30E-05	1,01E-05	7,28E-05	2,27	0,32
	0,55	2,12E-05	1,21E-05	8,05E-05	1,76	0,26
Moraine	0,29	9,85E-05	8,50E-07	6,67E-05	115,90	1,48
	0,31	2,14E-05	1,38E-06	8,84E-05	15,49	0,24

Pour la moraine on observe un indice des vides beaucoup plus faible (avoisnant 0,3) à cause de la granulométrie plus étalée. La moraine présente une conductivité hydraulique saturée de $9,85 \times 10^{-5}$ à $2,14 \times 10^{-5}$ cm/s. Les deux dernières colonnes du tableau présentent le rapport entre les prédictions et les conductivités hydrauliques saturées obtenues expérimentalement. Chapuis et Aubertin (2003) suggèrent que le modèle de KC offre une prédiction précise de l'ordre de 1/3 à 3 fois la valeur obtenue pour des sols naturels. Pour les rejets miniers, ces modèles présentent généralement une précision de l'ordre de 0,5 à 1 ordre de grandeur (Bussière 2007). Pour les modèles KC et KCM, on obtient de bonnes prédictions pour les rejets S1 et S2. On observe des rapports plus élevés pour les prédictions à l'aide de KCM pour la moraine pour les deux essais réalisés. Ceci peut être dû au fait que le modèle KCM ne prend pas bien en compte la partie plus fine de la courbe granulométrique ($< D_{10}$) dans certains cas (Hernandez, 2007). La figure 4.3 est une représentation graphique des résultats mesurés et obtenus avec les modèles KC et KCM. On voit que les prédictions avec KC sont meilleures pour le rejet S1 et la moraine alors qu'on obtient de meilleures prédictions pour S2 avec le modèle KCM. Pour les rejets S1 et S2 on voit que les courbes de prédictions de KCM et de KC se croisent à des indices des vides élevés (environ 1,5). La moraine présente une surface spécifique faible et un C_U élevé; on obtient pour ce matériau des prédictions relativement éloignées et les courbes se croisent à un indice des vides très élevé (> 2).

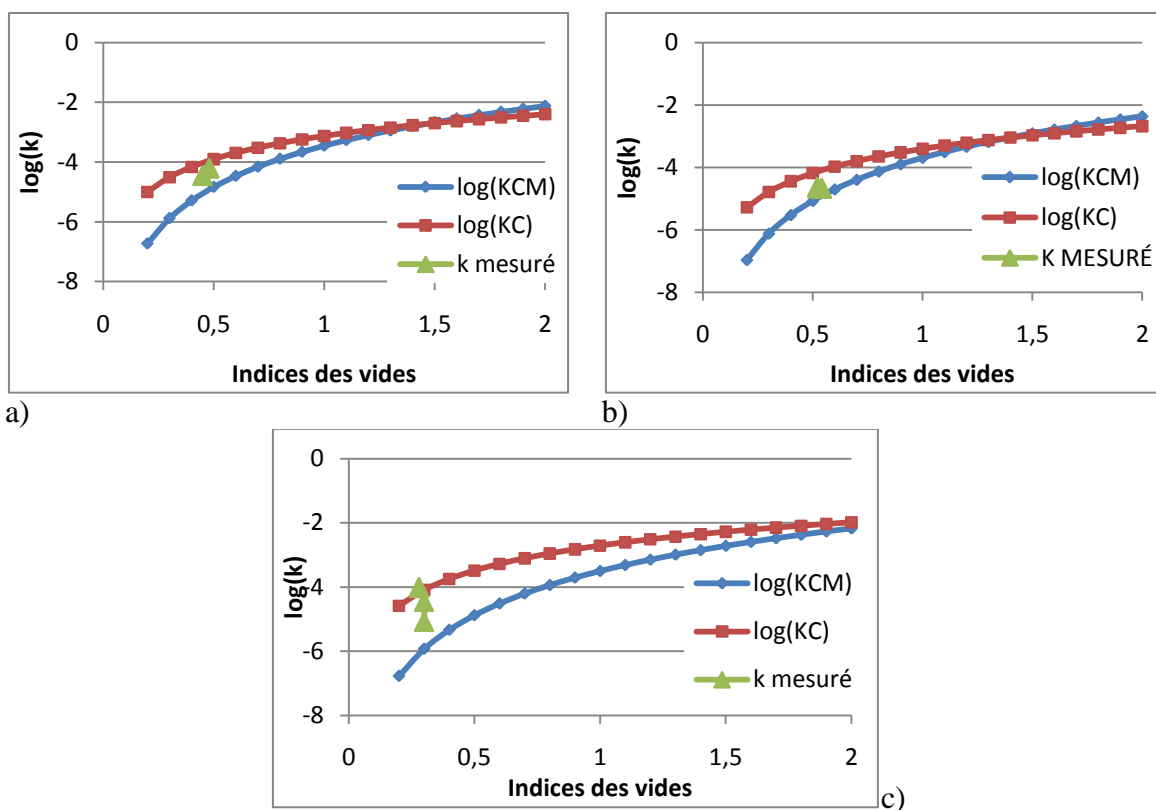


Figure 4-3 : Comparaison des valeurs de conductivité hydraulique saturée mesurées au laboratoire et prédites à l'aide des modèles de KC et de KCM (rejets S1 (a), rejets S2 (b) et Moraine (c))

4.1.8 Courbes de rétention d'eau

Les courbes de rétention d'eau ont été déterminées à l'aide des essais en cellules Tempe, puis lissées avec le logiciel RETC selon le modèle de van Genuchten (1980). Le logiciel RETC (van Genuchten et al., 1991) permet de déterminer les paramètres α_v , θ_s , θ_r et n_v de l'équation 2.26.

Les figures 4.4, 4.5 et 4.6 présentent les CRE obtenues par mesures expérimentales en cellules Tempe et lissées avec le logiciel RETC. Dans le cas des rejets S1 et S2, deux essais ont été réalisés. On y présente aussi les courbes obtenues avec le modèle prédictif MK pour les rejets S1, S2 et la moraine et la valeur de l'AEV calculé à l'aide de l'équation 2.25. Pour les 3 matériaux, on voit que les prédictions sont relativement proches des résultats des essais de laboratoire, et plus particulièrement pour la moraine.

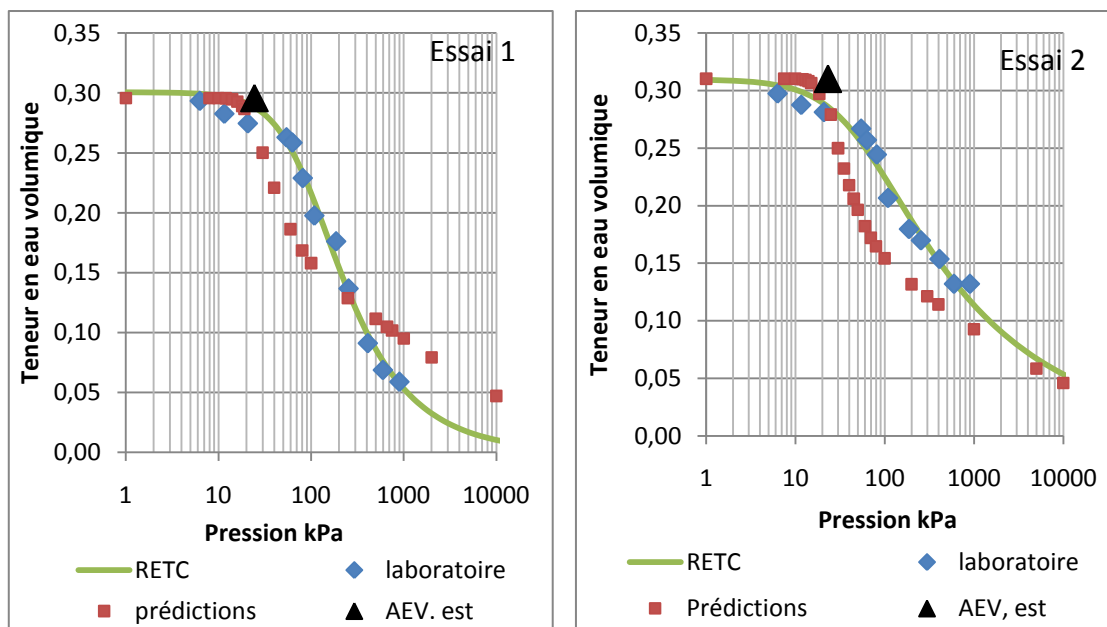


Figure 4-4 : CRE obtenues par mesures expérimentales en cellules Tempe, lissées avec le logiciel RETC, et prédites avec le modèle de Kovács modifié (MK) et l'AEV calculé selon l'équation 2.31 pour les rejets S1

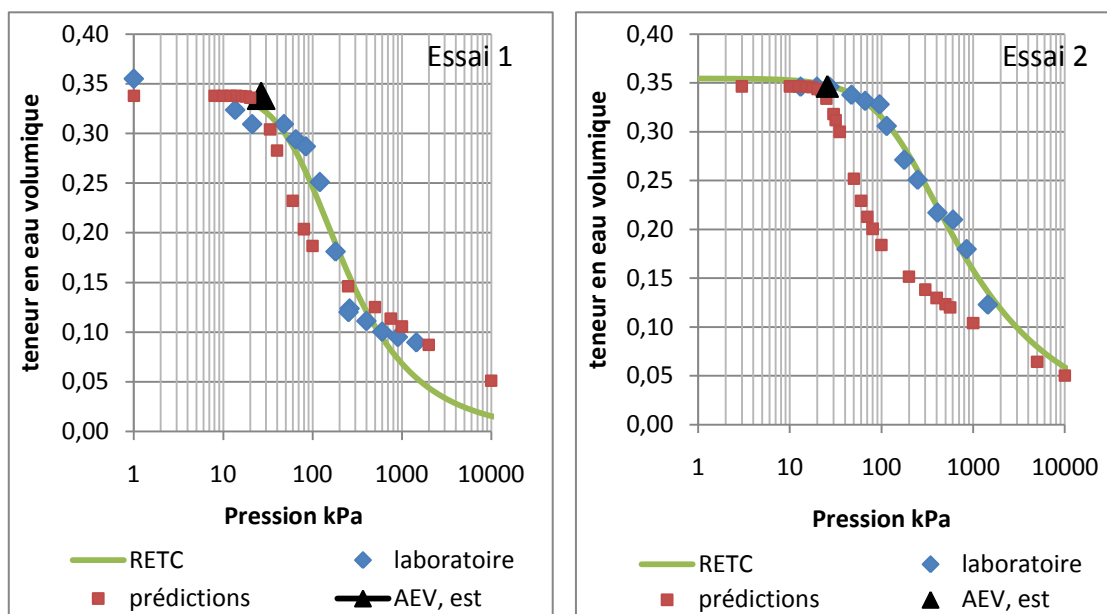


Figure 4-5 : CRE obtenues par mesures expérimentales en cellules Tempe, lissées avec le logiciel RETC, et prédites avec le modèle de Kovács modifié (MK) et l'AEV calculé selon l'équation 2.31 pour les rejets S2

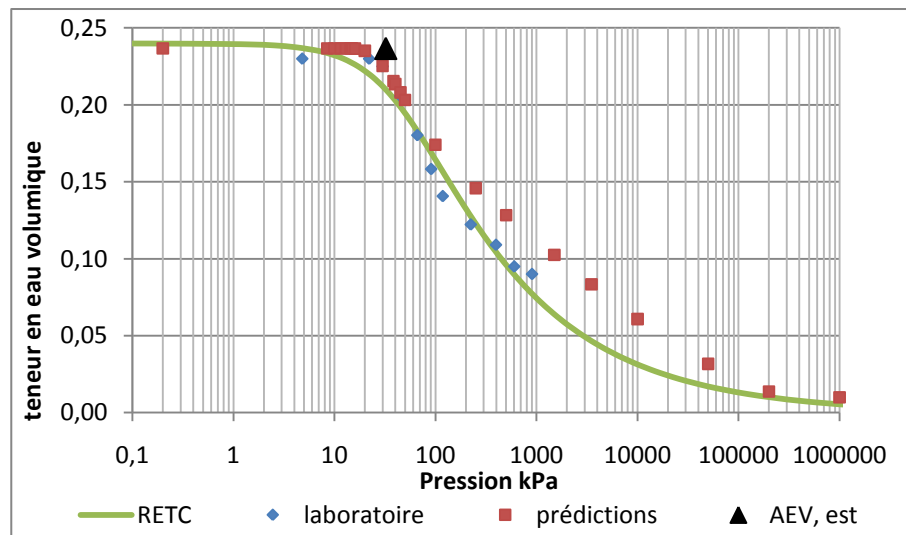


Figure 4-6 : CRE obtenues par mesures expérimentales en cellules Tempe, lissées avec le logiciel RETC et prédites avec le modèle de Kovács modifié (MK) et l'AEV calculé selon l'équation 2.31 pour la moraine

Le tableau 4.11 présente les principaux paramètres déduits de la courbe de rétention d'eau :

- $\psi_{a, graphique}$ est l'AEV déterminé visuellement à partir des tangentes sur la courbe lissée à l'aide du logiciel RETC;
- $\psi_{a, est}$ est l'AEV calculé à partir des propriétés géotechniques de base (équation 2.25; Aubertin et al., 2003);
- ψ_{90} correspond à 90% de saturation sur la courbe lissée avec RETC (Aubertin et al., 1998);
- $\psi_{r, MK}$ correspond à la succion à la teneur en eau résiduelle déterminée avec le modèle MK (équation 2.30);
- $\psi_{r, graphique}$, correspond à la succion à la teneur en eau résiduelle déterminée visuellement à partir des tangentes des pentes sur la courbe lissée à l'aide du logiciel RETC;
- $\theta_{r, graphique}$, la teneur en eau résiduelle déterminée sur la courbe lissée à l'aide du logiciel RETC ;
- α_v et n_v sont les paramètres du modèle de van Genuchten 1980 (obtenues avec RETC).

On obtient des valeurs assez semblables pour les AEV et les WEV pour les rejets de S1 à partir de la courbe lissée et des prédictions. Pour les rejets S2 et la moraine, l'estimation de l'AEV à partir des propriétés géotechniques de base, de la courbe lissée et des prédictions présente une plus grande variabilité. L'AEV de la moraine calculé à partir des propriétés géotechniques de base $\psi_{a,est}$ est surévalué alors que pour les rejets S2 c'est ψ_{90} qui surévalue l'AEV. On observe aussi que la succion résiduelle évaluée graphiquement à partir de la courbe lissée (selon RETC) pour les rejets S2 est différente de celle calculée avec le modèle MK. Les rejets S2 présente un AEV plus élevé que les rejets S1. Ceci est cohérent avec les résultats obtenus pour la granulométrie de S2 qui est plus fine que S1. La moraine présente un AEV relativement élevé (≈ 175 cm) qui est près de celui des rejets S1 (≈ 230 cm) et S2 (≈ 275 cm).

Tableau 4-11 : Paramètres des courbes de rétention d'eau

	Essai	$\psi_{a,graphique}$ (cm)	$\psi_{a,est}$ (cm)	ψ_{90} (cm)	n	$\theta_{r,graphique}$	$\psi_{r,graphique}$ (cm)	$\psi_{r,MK}$ (cm)	α_v	n_v
Rejets S1	1	275	245	190	0,30	0,046	12000	10676	0,0012	1,72
	2	200	232	230	0,31	0,017	9000	9964	0,0006	1,33
Rejets S2	1	310	265	410	0,34	0,053	15000	6839	0,0011	1,65
	2	450	257	800	0,34	0,054	12000	6581	0,0021	1,44
Moraine	1	190	322	260	0,24	0,05	31000	27664	0,0022	1,38

4.1.9 Courbes de conductivité hydraulique non-saturée

Afin d'étudier les conditions d'écoulement non-saturés lors des essais en colonne, on a utilisé des modèles numériques. Il est alors nécessaire d'introduire, dans le code, la courbe de conductivité hydraulique non saturée. À partir de la CRE et de la conductivité hydraulique saturée obtenues en laboratoire, on a prédit la courbe de conductivité hydraulique non-saturée à l'aide du modèle statique de Mualem-van Genuchten (présenté à la section 2.2.3). Ce modèle donne explicitement la courbe $k-\psi$ à partir de la courbe de rétention d'eau. Il est donc important que les courbes de rétention d'eau aient été obtenues avec une bonne précision lors des essais expérimentaux (pour en déduire les courbes $k-\psi$). Comme l'indice des vides dans les essais de laboratoire n'est pas le même que celui des colonnes, on a prédit la CRE avec le modèle MK et la conductivité hydraulique saturée avec le modèle KC et KCM.

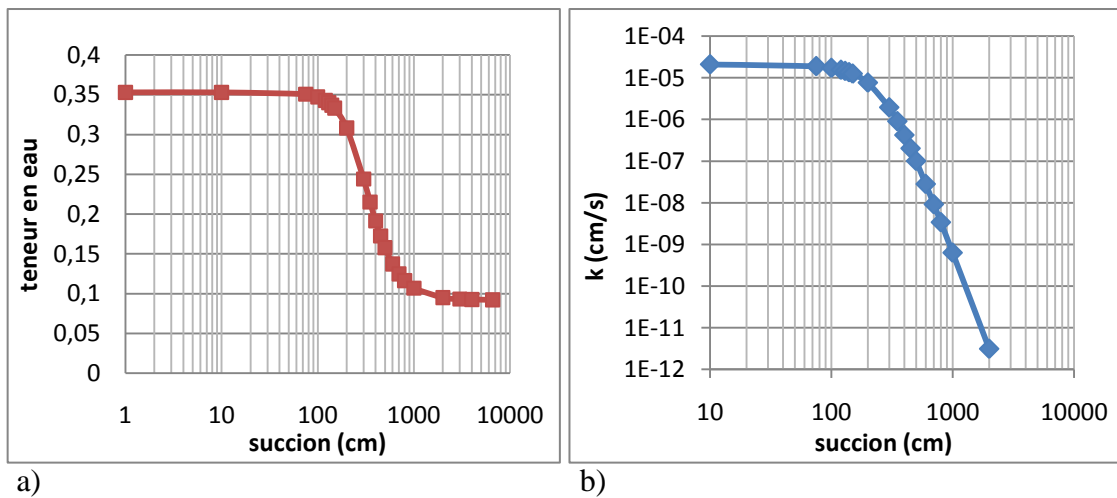


Figure 4-7 : CRE prédites avec le modèle MK (a) et courbe de conductivité hydraulique non-saturée obtenue avec le modèle de Mualem-van Genuchten (b) pour les rejets S1 ($e=0,54$)

Les courbes de conductivité hydraulique non saturée des trois matériaux à l'étude sont présentées aux figures 4.7, 4.8 et 4.9 avec les CRE correspondantes (prédites avec le modèle MK). Elles ont été déterminées à partir des indices des vides des matériaux dans les colonnes. Les rejets S1 présentent une conductivité hydraulique saturée prédite de $2,1 \times 10^{-5}$ cm/s pour une porosité de 0,35; pour les rejets S2, $k_s=8,1 \times 10^{-5}$ cm/s pour une porosité de 0,35; pour la moraine, $k_s = 6,1 \times 10^{-6}$ cm/s pour une porosité de 0,30.

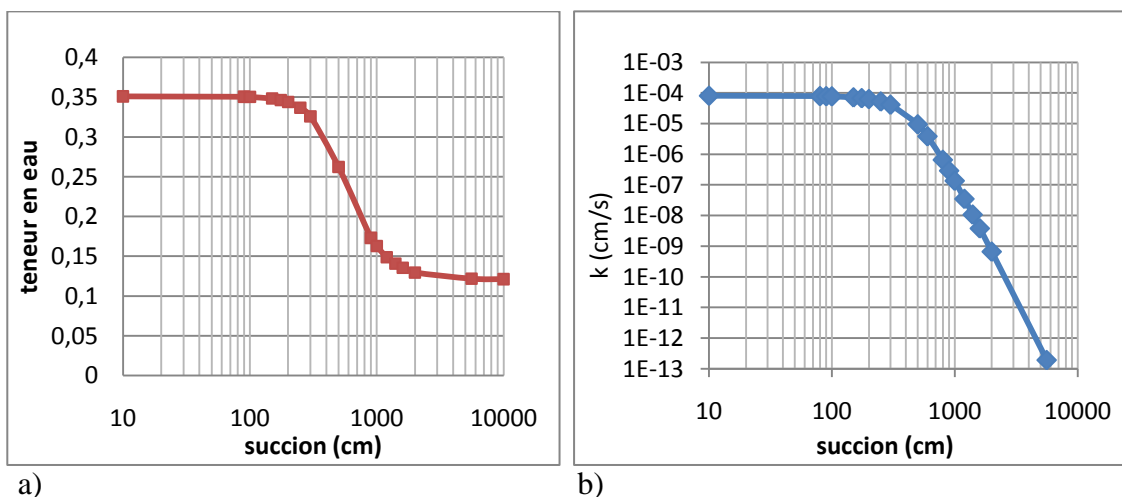


Figure 4-8 : CRE prédites avec le modèle MK (a) et courbe de conductivité hydraulique non-saturée obtenue avec le modèle de Mualem-van Genuchten (b) pour les rejets S2 ($e=0,54$)

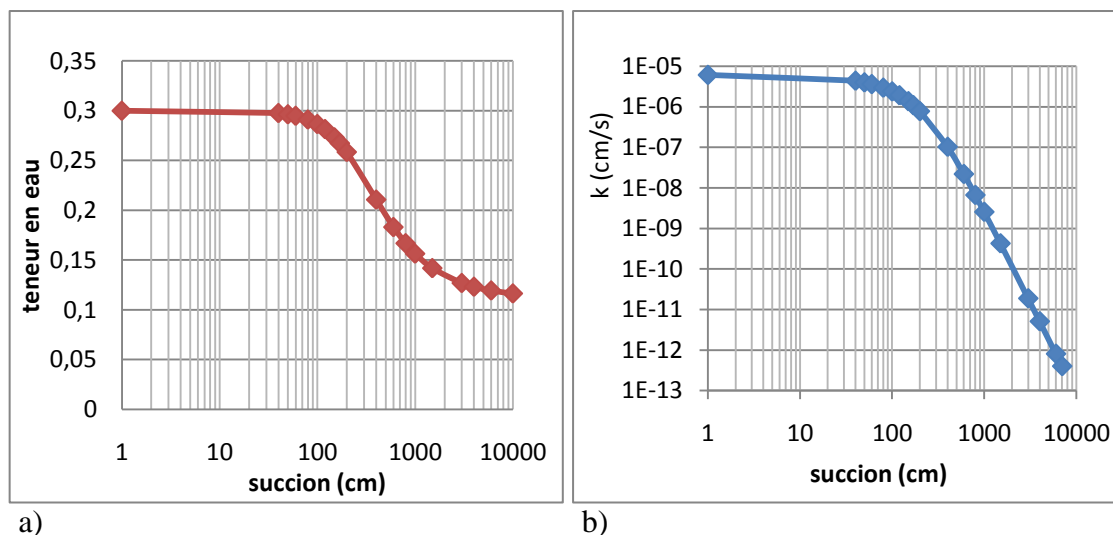


Figure 4-9 : CRE prédites avec le modèle MK (a) et courbe de conductivité hydraulique non-saturée obtenue avec le modèle de Mualem-van Genuchten (b) pour la moraine ($e=0,43$)

4.2 Essais cinétiques en grandes colonnes

Les essais cinétiques en colonnes devraient nous aider à mieux comprendre les phénomènes qui influencent le comportement hydriques des rejets avec ou sans méthode de restauration (i.e. méthode de la nappe surélevée avec couverture monocouche). Deux paramètres importants pour cette étude sont la profondeur de la nappe phréatique dans les rejets miniers ainsi que les propriétés de la couverture de moraine. Deux grandes colonnes (S1G et S2G) et deux petites colonnes (S1P et S2P) ont été montées à partir des rejets S1 et S2. Les grandes colonnes permettent d'évaluer le comportement des rejets lorsqu'ils sont soumis à des cycles de mouillage et drainage. Les petites colonnes présentent le comportement géochimique de rejets exposés (i.e. sans solution de restauration). Afin d'évaluer ces facteurs, on a calibré notre modèle numérique à partir des résultats obtenus avec les modèles physiques (i.e. les grandes colonnes).

4.2.1 Caractéristiques lors du montage

Les grandes colonnes ont été montées avec des matériaux consolidés tel que décrit au chapitre 3. On retrouve aussi au chapitre 3 une description de l'instrumentation des colonnes. Chaque colonne comporte une épaisseur de rejets miniers de 1,7 m, recouverte d'une couche de moraine d'environ 30 cm. L'épaisseur de 30 cm a été recommandée comme épaisseur minimale pour

contrer l'évaporation (Dagenais, 2005; Ouangrawa, 2007). Les paramètres obtenus au montage pour la colonne S1G sont présentés au tableau 4.12. La colonne S1G a été montée en 13 couches de rejets d'épaisseur d'environ 13,7 cm et un indice des vides de 0,51. Ces couches présentent une teneur en eau moyenne w de 19 % (pour un degré de saturation de 100 %). La couche de moraine a une teneur en eau de 23 % et un indice des vides initial de 0,62 (pour un degré de saturation de 100 %) avant l'ennoiement.

Tableau 4-12 : Caractéristiques de la colonne de S1G au montage

Valeurs finales : Colonne S1G		
	S1	Moraine
H_{totale} (cm)	172	30
M_{totale} (g)	68100	11000
e	0,51	0,62
n (%)	34	38
w (%)	19	23
θ	0,34	0,38
S_r (%)	100	100

Tableau 4-13 : Caractéristiques de la colonne S2G au montage

Valeurs finales Colonnes S2G		
	S2	Moraine
H_{totale} (cm)	171	34
M_{totale} (g)	64600	11900
e	0,60	0,38
n (%)	38	28
w (%)	21	14
θ	0,38	0,28
S_r (%)	100	100

Les paramètres de montage de la colonne S2G sont présentés au tableau 4.13. La colonne S2G a été montée en 12 couches de rejets d'environ 13,8 cm d'épaisseur (avant consolidation). Les couches présentent une teneur en eau moyenne w de 21 % et un indice des vides de 0,60 (pour un degré de saturation de 100 %). La couche de moraine a une épaisseur de 34,3 cm, un indice des vides 0,38 et une teneur en eau de 14 % (pour un degré de saturation de 89 %) avant l'ennoiement. Plus d'informations sur le montage et l'instrumentation des colonnes sont présentées à la section 3.4.1.

4.2.2 Écoulement de l'eau dans les grandes colonnes

Les données rapportées ici portent sur 5 cycles de drainage, pour une durée de 152 jours. Les cycles de mouillage et drainage se poursuivent à ce jour. À chaque cycle, on ajoutait 1800 ml d'eau déminéralisée en surface. Une succion était appliquée au bas des colonnes pour qu'une

partie des rejets et le recouvrement de moraine soient désaturés (voir plus bas). Une succion constante d'environ 1 m a été appliquée au bas des colonnes à chaque cycle de drainage.

4.2.2.1 Débits

Les figures 4.10 et 4.11 montrent les débits sortants au bas des colonnes durant les cycles de drainage pour S1G et S2G.

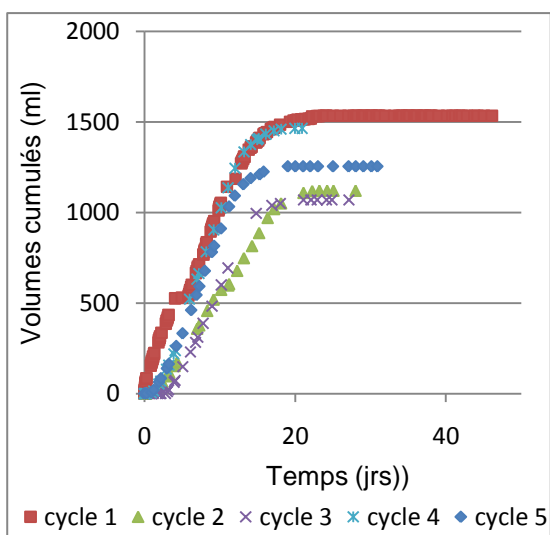


Figure 4-10 : Débits sortants pour les 5 premiers cycles de drainage sur S1G

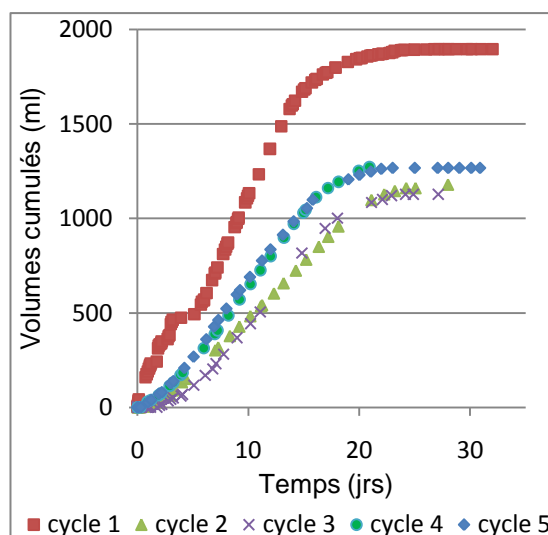


Figure 4-11 : Débits sortants pour les 5 premiers cycles de drainage sur S2G

Le premier cycle présente des débits plus importants que pour les autres cycles puisque les deux colonnes étaient initialement complètement saturées avec une couche de surnageant. Après ce premier cycle, une portion de la colonne est restée saturée par rétention capillaire et le reste de la colonne est devenu partiellement saturé. Comme le volume d'eau ajouté au sommet de la colonne et la succion appliquée au bas sont les mêmes à chaque cycles (excepté pour le second cycle), on s'attend à des volumes sortants similaires d'un cycle à l'autre. Toutefois après les 5 premiers cycles, les débits sortants totaux fluctuent encore pour S1G. Par contre, pour S2G on voit que les débits sortants sont constants pour les derniers cycles. La fin de l'écoulement mesurable pour les différents cycles se fait approximativement au même temps soit après environ 18 jours pour S1G et S2G.

Au tableau 4.14 on présente les durées des cycles, les volumes entrants et les débits sortants totaux ainsi que le taux de récupération de l'eau au bas des colonnes pour chacun des 5 cycles. L'eau est ajoutée au sommet en quelques secondes et pénètre en plusieurs jours (10 à 12 jours). Le premier cycle pour S1G et S2G ont des débits entrant plus importants car la colonne est initialement saturée et ainsi plus d'eau devrait être perdu lors de ce premier cycle (i.e. l'eau qui n'est pas retenue par capillarité dans la colonne).

Après le premier cycle, les débits sortants diminuent et on récupère en moyenne 73% de l'eau ajoutée au sommet à chaque cycle. Ces taux de récupération sont comparables à ceux observés par Ouangrawa (2007) qui a obtenu des valeurs qui oscillent entre 50 et 87 % de récupération.

Tableau 4-14 : Durée de la période d'essai et débits totaux pour les 5 premiers cycles

Colonne	Cycle	Débits entrants (ml)	Volume d'eau dans la colonne	Débit total (ml)	Taux de récupération (%)
S1G	1	1800	3047	1534	31,7
	2	1800		1121	62,3
	3	1800		1070	59,4
	4	1800		1465	81,4
	5	1800		1255	69,7
S2G	1	1800	2330	1895	45,9
	2	1800		1178	65,5
	3	1800		1127	62,6
	4	1800		1272	70,7
	5	1800		1266	70,4

4.2.2.2 Teneurs en eau mesurées et degrés de saturation

Trois sondes TDR ont été placées dans chaque colonne. Une sonde est située au centre de la couche de moraine (élévation de 185 cm), une au sommet de la colonne de rejets (élévation de 155 cm) et une à 135 cm du bas des rejets. La figure 4.12 présente les degrés de saturation obtenus selon les trois sondes TDR durant le premier cycle de drainage sur la colonne S1G. Lors du premier cycle, les colonnes étaient initialement saturées et surmontées d'une colonne d'eau (10 cm). On voit qu'à l'ouverture de la sortie, la sonde TDR supérieure dans la moraine se

désaturation en deux temps. Un premier palier atteint un degré de saturation de 95 % puis un second palier qui débute à 12 jours atteint un $S_r = 55$ %. Le second palier de désaturation correspond environ à la fin de l'infiltration au sommet de la colonne. Durant le reste du cycle, la désaturation de la couche de moraine se poursuit, notamment en raison de l'évaporation par le sommet de la colonne. La TDR du centre est la première sonde à montrer une désaturation; elle se stabilise à un degré de saturation de 80 %. La sonde TDR inférieure montre une désaturation en deux temps; une faible désaturation jusqu'à 95 % après moins d'une journée suivi d'un second palier à $S_r = 80$ %. Le degré de saturation du matériau autour de la sonde TDR inférieure est toujours un peu supérieur que celui du matériau autour de la sonde TDR du milieu (ce qui est conséquent avec une augmentation de la succion avec l'élévation).

On observe une assez bonne concordance entre les porosités et les valeurs mesurées par les TDR à saturation pour les rejets S1 (TDR mil = 36,0 et TDR inf = 35,9 avec $n=0,34$) et la moraine (TDR sup = 34,0 avec $n=0,38$).

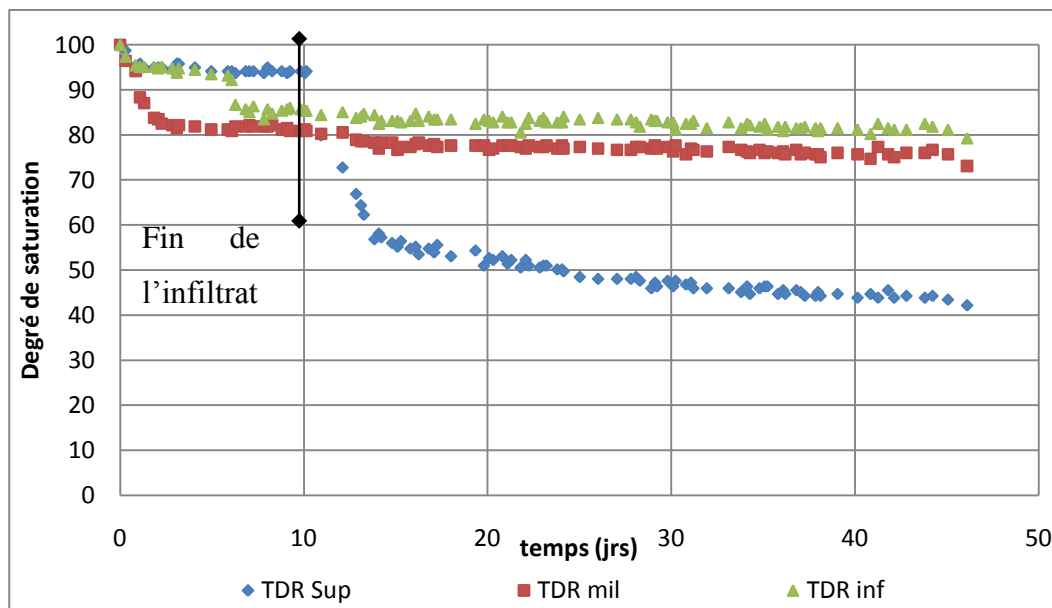


Figure 4-12 : Degrés de saturation S_r mesurés par les trois sondes TDR durant le cycle 1 pour la colonne S1G

Pour les cycles de drainage suivants, l'évolution des S_r est similaire d'un cycle à l'autre tel que montré sur la figure 4.13. Pour les cycles 2 à 5, la degré de saturation est initialement à environs 40 % il augmente en début de cycle à 60-65% sur une durée d'environ 10 jours durée de la

période d'infiltration puis diminue pour atteindre un nouveau un degré de saturation d'environ 40%. Le cinquième cycle a duré plus longtemps que les cycles 3 et 4, et on observe que la désaturation de la couche de moraine est plus marquée. Pour les sondes TDR du milieu et du bas, le degré de saturation ne fluctue presque pas car les rejets sont conservés partiellement saturés par capillarité. Sur le long terme, on voit que le degré de saturation diminue pour passer de 80 % au début du cycle 2 à 70 % à la fin du cycle 5, ce qui pourrait indiquer que l'état stationnaire n'est pas atteint ou pourrait être causé par les sondes TDR dont le fonctionnement n'est pas optimal (effet de la réactivité des rejets sur les sondes).

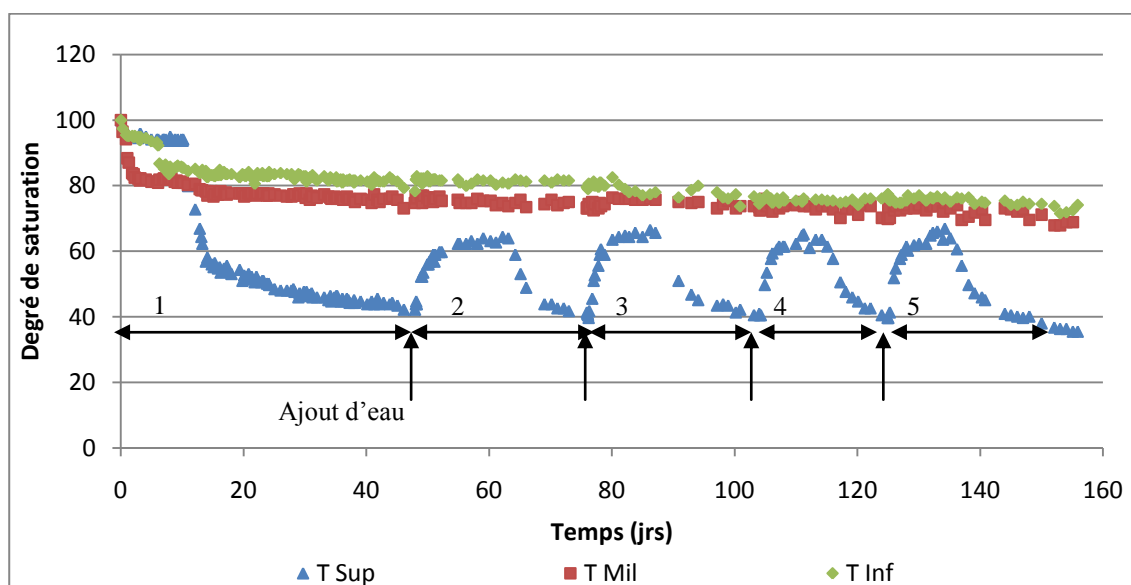


Figure 4-13 : Degrés de saturation selon les trois sondes TDR durant les 5 cycles pour la colonne S1G

La figure 4.14 présente les degrés de saturation obtenus selon les trois sondes TDR pour le premier cycle de drainage réalisé sur la colonne S2G. Lors du premier cycle, la colonne est submergée et le degré de saturation est initialement à 100 % au niveau des trois sondes TDR. Comme pour S1G, on observe deux paliers de désaturation pour la sonde TDR supérieure. La moraine se désature tout d'abord de 100 % à 95 % sur une période de 12 jours puis de façon plus abrupte pour atteindre un degré de saturation de 55 %. Le début de la désaturation plus marquée correspond à la fin de l'infiltration de l'eau au sommet de la colonne (environ 12 jours). Durant le reste du cycle, la désaturation de la couche de moraine se poursuit. La sonde TDR au centre se

désaturation après le 13^{ème} jour et le degré de saturation passe de 100 % à 80 %. La sonde TDR inférieure présente le même profil.

On observe une bonne concordance entre les valeurs des TDR données à saturation pour les rejets S2 (TDR mil = 35,5 et TDR inf = 37,4 avec $n=0,38$) et les indices des vides dans les colonnes par conter pour la moraine les résultats tendent à montrer que la porosité calculée dans les est sous-évaluée (TDR sup = 35,2 avec $n=0,3$).

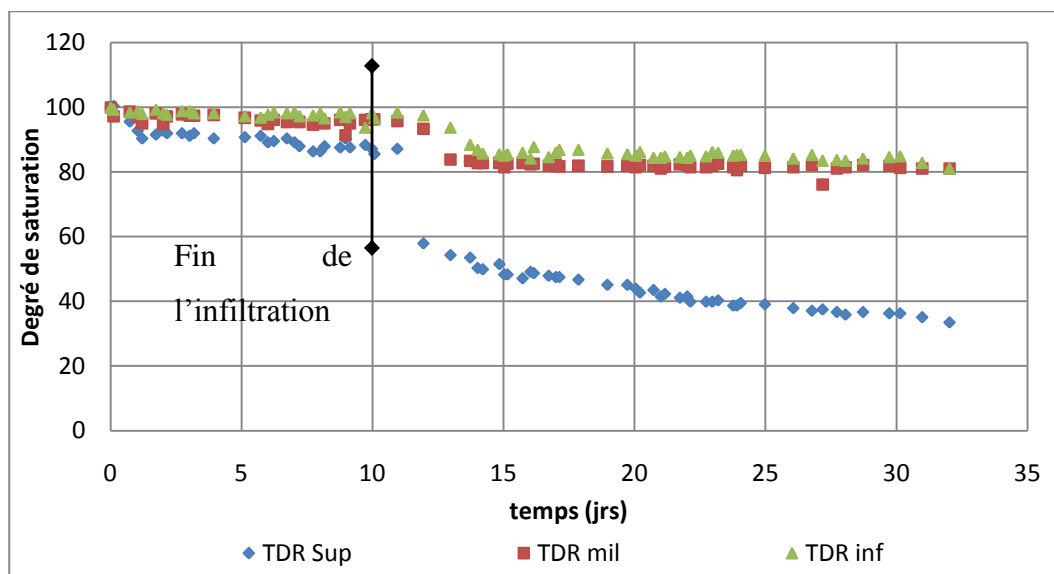


Figure 4-14 : Degrés de saturation des trois sondes TDR

durant le cycle 1 pour la colonne S2G

L'évolution des S_r durant les cycles suivants présente une forme similaire (voir figure 4.15). Pour les cycles 2 à 5, le degré de saturation de la couche de sable augmente de 40 % à environ 55 % en 12 jours. Cette période correspond aux temps d'infiltration de l'eau au sommet de la colonne. Le cinquième et dernier cycle a duré plus longtemps que les cycles 3 et 4 et on observe que la désaturation de la couche de moraine est un peu plus marquée. Pour les TDR du milieu et du bas, le degré de saturation ne fluctue pas car les rejets sont conservés partiellement saturés par capillarité. Contrairement à la colonne S1G, on n'observe pas de décroissance sur le long terme. Les rejets au niveau des sondes TDR du milieu et du bas conservent un degré de saturation d'environ 80 %.

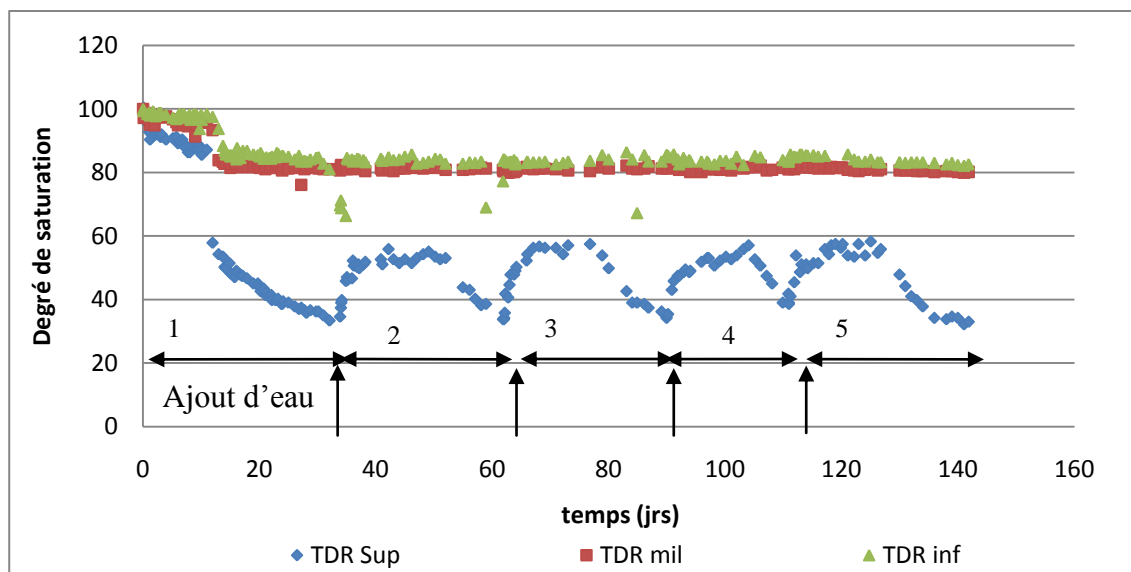


Figure 4-15 : Degrés de saturation selon les trois sondes TDR durant les 5 cycles pour la colonne S2G

En plus des sondes TDR installées horizontalement dans la moraine, on a aussi des sondes ECH₂O enfoncées verticalement au sommet des colonnes (courbes de calibration présentées en Annexe B). Les données des sondes ECH₂O n'ont pas été prises en continue, mais il est quand même intéressant de comparer ces données à celles des sondes TDR. Aux figures 4.16 et 4.17, les valeurs de S_r données par les sondes ECH₂O sont superposées aux données des sondes TDR pour S1G et pour S2G à partir de la fin du premier cycle de drainage. La décroissance observée pour les sondes TDR du milieu et inférieure entre les cycles 2 à 5 est moins prononcée ici. En effet on passe d'un degré de saturation de 82 % au début du cycle 2 à 79% à la fin du cycle 5 (pour la sonde TDR du milieu).

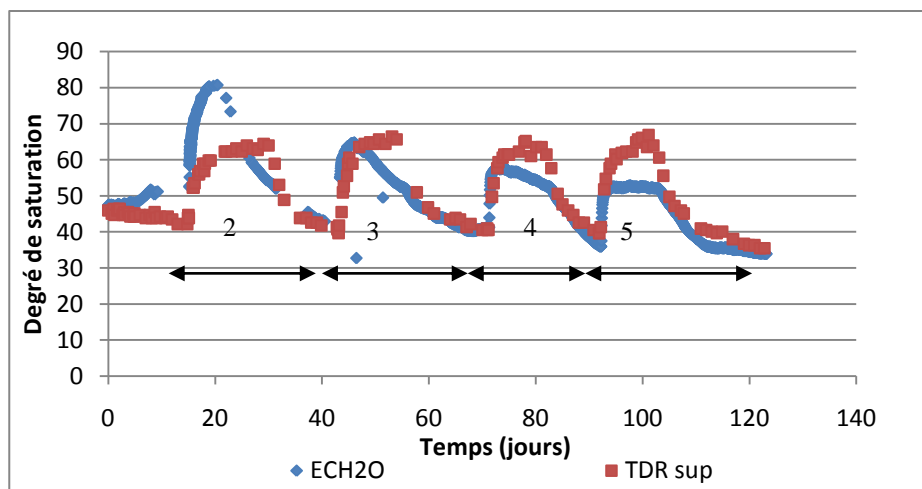


Figure 4-16 : Degrés de saturation en fonction du temps donnés par la sonde ECH₂O et par la sonde TDR dans la couche de moraine pour la colonne S1G

Pour S1G on voit que pour les cycles 2 à 5 les tendances sont les mêmes, et que les valeurs se superposent assez bien. Par contre, pour le cycle 2, la sonde ECH₂O donne une valeur de teneur eau beaucoup plus élevée au début du cycle. Ceci est probablement dû à sa position. En effet elle se trouve insérée à la verticale au sommet de la couche de moraine et elle est donc en contact avec l'eau qu'on rajoute. Ceci peut favoriser la formation d'une zone plus saturée autour des sondes ECH₂O à cause de l'écoulement verticale. Pour S2G on voit que les tendances sont les mêmes (fig. 9.17), et que les valeurs se superposent bien.

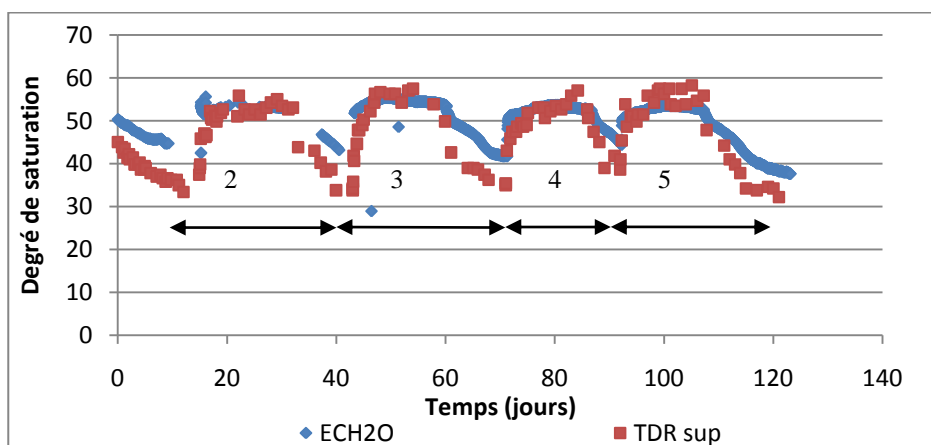


Figure 4-17 : Degrés de saturation en fonction du temps donnés par la sonde ECH₂O et par la sonde TDR supérieur dans la couche de moraine pour la colonne S2G

4.2.2.3 Évolution de la succion

Les valeurs de la succion ont été mesurées avec les tensiomètres pour la colonne S1G. Pour le cycle 1 (figure 4.18), la charge de pression au haut de la colonne est initialement de 7 cm (0,7 kPa). Le tensiomètre du centre indique une colonne d'eau de 40 cm (4 kPa) alors que le tensiomètre inférieur indique un charge de pression de 75 cm (7,5 kPa), ce qui correspond approximativement aux valeurs attendues d'après leur position (25 cm pour le tensiomètre du haut, 55 cm pour celui du milieu et 85 cm pour celui du bas). Après une journée de drainage, le signal du tensiomètre supérieur indique une baisse jusqu'à un plateau à -40 cm (-4 kPa) durant les 12 premiers jours du cycle, puis il remonte à 0. Cette durée correspond à celle de l'infiltration de l'eau au sommet de la colonne. Les tensiomètres du milieu et du bas montrent un plateau à une charge de pression de -80 cm (-8 kPa) pour les 12 premiers jours du cycle puis la charge de pression descend plus abruptement à 20 jours jusqu'à -210 cm (-21 kPa) pour le tensiomètre du milieu et -250 cm (-25 kPa) pour le tensiomètre inférieur. Par la suite, la succion mesurée par les deux tensiomètres remonte graduellement et se stabilise à une valeur qui oscille entre 0 et 50 cm. On voit donc qu'à partir du 20^{ième} jour les tensiomètres ne donnent plus un signal cohérent puisque ceux-ci devraient mesurer une succion croissante avec le temps de drainage.

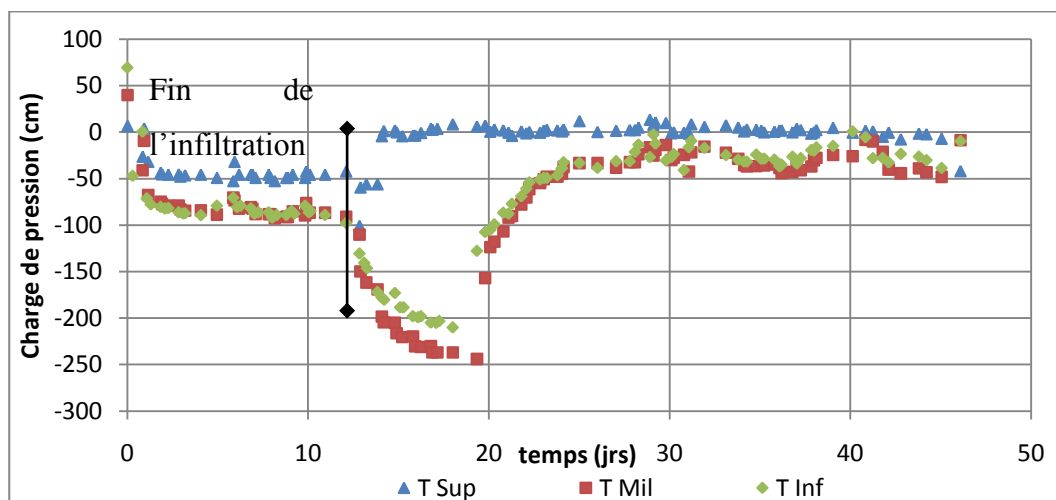


Figure 4-18 : Valeurs des charges de pression mesurées par les trois tensiomètres au cours du premier cycle sur S1G

Pour les cycles 2 à 5 (fig. 4.19), les tendances sont moins claires, ce qui pourrait être causée par une désaturation des tensiomètres. On peut néanmoins remarquer une baisse de la succion vers la fin des cycles jusqu'à une pression entre -100 à -325 cm (-10 et -32,5 kPa), selon les cycles.

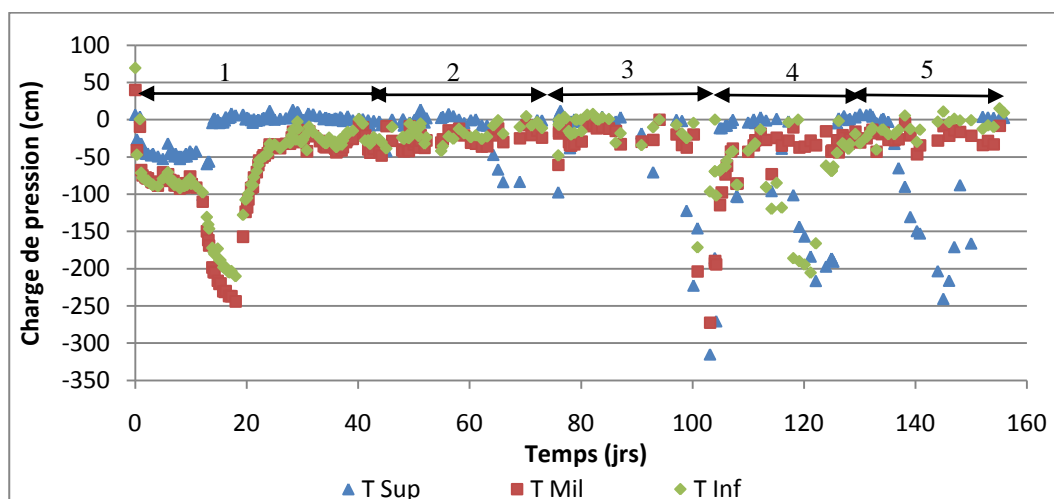


Figure 4-19 : Valeurs des charges de pression mesurées par les trois tensiomètres au cours des 5 cycles de S1G

Les valeurs de succion ont été mesurées avec les tensiomètres installés dans la colonne S2G. Pour le cycle 1 (figure 4.20), la charge de pression au haut de la colonne est initialement de 25 cm (2,5 kPa). Le tensiomètre du centre indique une colonne d'eau (charge de pression) de 75 cm (7,5 kPa) alors que le tensiomètre inférieur indique une charge de pression de 110 cm (11 kPa), ce qui correspond approximativement aux valeurs attendues d'après leur position (25 cm pour le tensiomètre du haut 55 cm pour celui du milieu et 85 pour celui du bas). Après une journée de drainage le signal du tensiomètre supérieur indique une baisse de la charge de pression d'eau jusqu'à un plateau à -40 cm qui s'étend durant 4 jours (durée de l'infiltration de l'eau au sommet) puis remonte à 0. Après une journée de drainage le signal des tensiomètres milieu et inférieur indiquent une baisse de la charge de pression d'eau jusqu'à un plateau à -40 cm qui s'étend durant 12 jours (durée de l'infiltration de l'eau au sommet) puis remonte à 0. Les tensiomètres du milieu et du bas montrent un plateau à une charge de pression de -40 cm (-4 kPa) pour une durée respective d'approximativement 3 et 8 jours, puis la succion remonte à 0. On voit donc qu'au cours du cycle les tensiomètres ne donnent plus un signal cohérent puisque la succion devrait croître avec le temps de drainage.

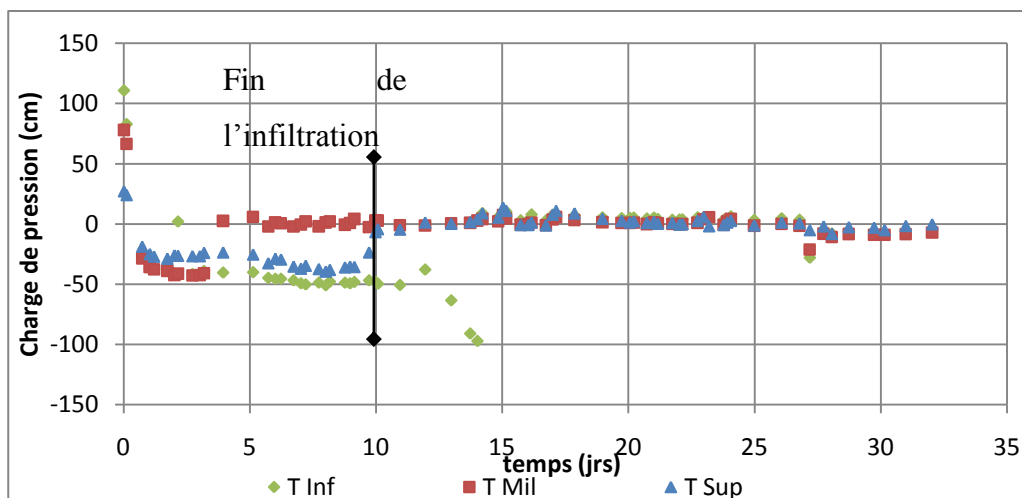


Figure 4-20 : Valeurs des charges de pression mesurées par les trois tensiomètres au cours du premier cycle sur la colonne S2G

Pour les cycles 2 à 5 (fig. 4.21), les tendances ne sont pas claires, ce qui pourrait être causé par une désaturation des tensiomètres. À chaque fin de cycle, on note des valeurs de succion plus élevées pour les tensiomètres du milieu et du haut (succion entre -50 et -250 cm). Le tensiomètre du bas présente peu de fluctuation.

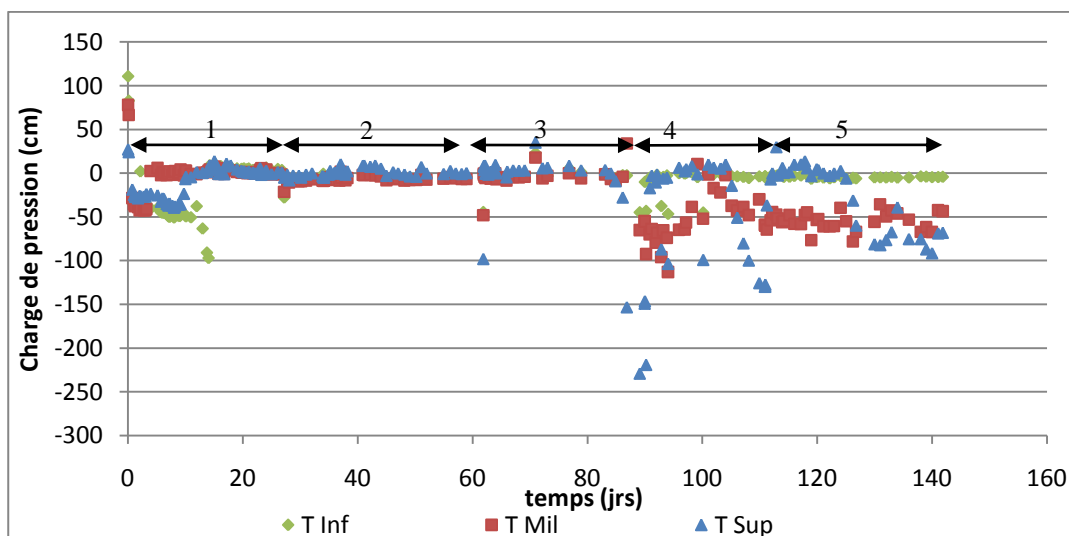


Figure 4-21 : Valeurs des charges de pression mesurées par les trois tensiomètres au cours des 5 cycles sur la colonne S2G

4.2.2.4 Suivi du pH

Tout au long des cycles de mouillage-drainage, le pH de l'eau récoltée au bas des colonnes a été mesuré. La figure 4.22 présente à titre indicatif préliminaire, l'évolution du pH au cours des cycles. On voit que le pH est stable durant les 5 premiers cycles de mouillage-drainage. Comme déjà mentionné, ces mesures se poursuivent et les résultats seront présentés ultérieurement.

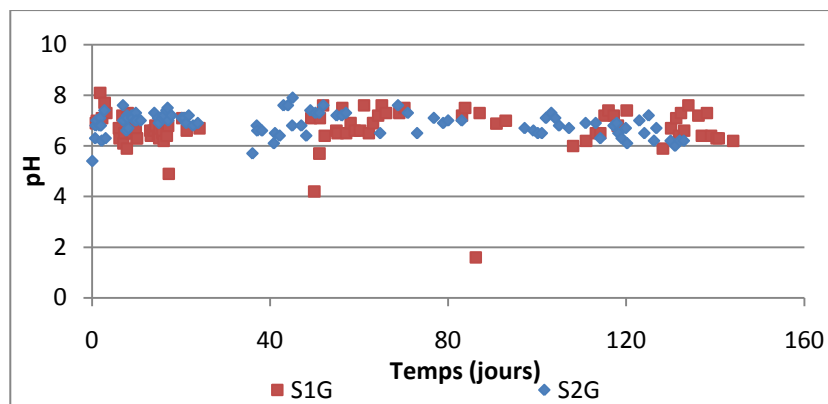


Figure 4-22 : Évolution du pH durant les cycles de drainage-mouillage pour les grandes colonnes S1G et S2G

4.3 Essais cinétiques en petites colonnes

4.3.1 Caractéristiques au montage

Les petites colonnes ont été montées avec les rejets consolidés tel que décrit au chapitre 3. On retrouve aussi dans le chapitre 3 une description de l'instrumentation de ces colonnes. Dans chaque colonne, on retrouve un tensiomètre placé horizontalement au centre et une sonde TDR placé verticalement au sommet. Les caractéristiques de la colonne S1P au montage sont présentées au tableau 4.15. La colonne S1P a été montée en 2 couches d'épaisseur moyenne de 18,2 cm avec une teneur en eau moyenne de 18 % et un indice des vides de 0,65 (pour un degré de saturation de 100 %).

Les caractéristiques de la colonne S2P au montage sont présentées au tableau 4.16. La colonne S2P a été montée en 2 couches d'épaisseur moyenne de 18,0 cm avec une teneur en eau moyenne de 24 % et un indice des vides de 0,72 (pour un degré de saturation de 100 %).

Tableau 4-15 : Caractéristiques au montage de la petite colonne S1P au Tableau 4-16 : Caractéristiques au montage de la petite colonne S2P

Colonne S1P		Colonne S2P	
$H_{\text{échantillon}}$	36,5	$H_{\text{échantillon}}$	36,1
ΔM_{tot}	6170	ΔM_{tot}	6201
e	0,65	e	0,72
n (%)	39	n (%)	42
w_{moyen} (%)	18	w_{moyen} (%)	24
S_r (%)	100	S_r (%)	100
θ	0,39	θ	0,42

4.3.1 Caractéristiques des écoulements dans les petites colonnes

4.3.1.1 Débits

Le comportement des petites colonnes a été suivi durant 5 cycles de drainage, pour une durée de 152 jours. À chaque cycle, on ajoutait (en quelques secondes) 550 ml d'eau déminéralisée en surface. Différentes succions ont été appliquées avec un tube en U connecté à la base des deux colonnes tel que présenté au tableau 4.17.

Tableau 4-17 : Succions appliquées à la base des petites colonnes S1P et S2P

Cycle	Succion (cm)
1	20
2	0
3	20
4	30
5	30

Les figures 4.23 et 4.24 présentent les débits cumulatifs sortants des petites colonnes de S1P et de S2P durant les 5 cycles. Au premier cycle, les débits sortants sont plus importants puisque les colonnes étaient initialement submergées (avec 7 cm d'eau).

Pour la colonne S1P, les débits cumulés des cycles 2 à 5 fluctuent entre 300 et 70 ml. Aucune succion n'a été appliquée au cycle 2 ce qui explique le faible débit. Le débit élevé au cycle 4

pourrait être causé par les faibles débits durant les cycles 2 et 3. La durée de l'écoulement (de 4 et 8 jours) est variable entre les cycles.

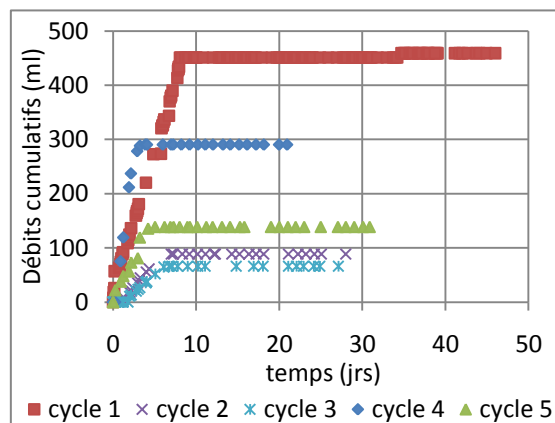


Figure 4-23 : Débits sortants pour les 5 premiers cycles de la colonne S1P

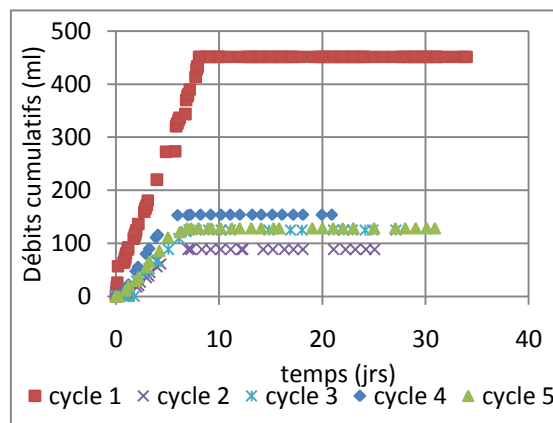


Figure 4-24 : Débits sortants pour les 5 premiers cycles de la colonne S2P

Pour la colonne S2P, les débits cumulés sortants oscillent entre 150 et 90 ml. La durée de l'écoulement est d'environ 6 jours pour tous les cycles.

Le tableau 4.18 présente les débits sortants totaux pour chaque cycle. On voit aussi que le taux de récupération (entrée/sortie) dans les petites colonnes est beaucoup plus faible que celui observé dans les grandes colonnes sauf pour le premier cycle. Pour les autres cycles les taux de récupération de l'eau varient (entre 12 et 53 %). L'eau dans les tubes capillaires n'est pas prise en compte ici.

Tableau 4-18 : Débits entrants et sortants pour les petites colonnes S1P et S2P

Colonne	Cycle	Débit entrant (ml)	Quantité évaporée (ml)	Débit sortant (ml)	% de récupération
S1P	1	550	24	484	92
	2	550	24	88,6	17
	3	550	24	66	13
	4	550	24	290,2	55
	5	550	24	138,8	26
S2P	1	550	42	476	94
	2	550	42	155	30
	3	550	42	125,05	25
	4	550	42	154,00	30
	5	550	42	128,50	25

4.3.1.2 Teneurs en eau

Les figures 4.25 et 4.26 présentent les degrés de saturation S_r pour les petites colonnes de S1P et S2P (basé sur les mesures des TDR). On observe que les tendances sont semblables pour chaque cycle. Au premier cycle, la colonne est initialement saturée ($S_r = 100\%$). Lorsque la valve du bas est ouverte, la colonne se draine jusqu'à atteindre un degré de saturation d'environ 55%. Lors des cycles suivants, le degré de saturation augmente à 95% lorsqu'on ajoute l'eau en surface, pour diminuer à environ 55% à la fin de chaque cycle. Pour S2P, le profil est semblable. Le degré de saturation au début des cycles 2 à 5 atteint 100% et le degré de saturation à la fin de la desaturation est de 70%.

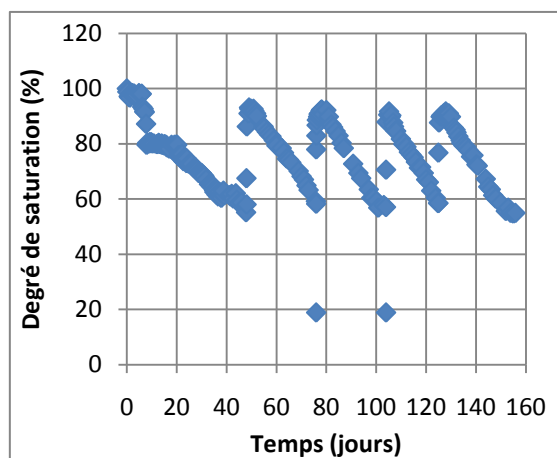


Figure 4-25 : Degrés de saturation en fonction du temps pour les 5 cycles, au sommet de la colonne S1P

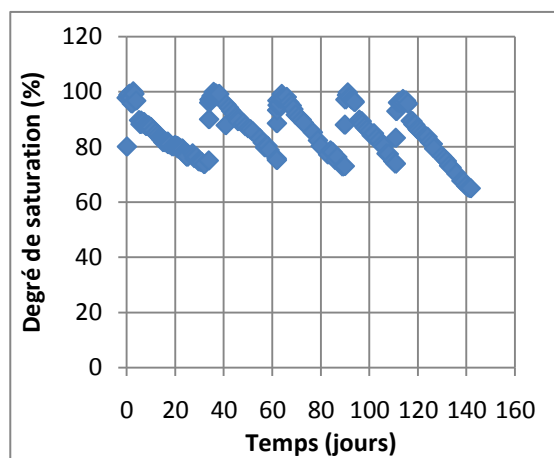


Figure 4-26 : Degrés de saturation en fonction du temps pour les 5 cycles, au sommet de la colonne S2P

4.3.1.3 Valeurs de succion

Les figures 4.27 et 4.28 présentent les valeurs de charge de pression mesurées pour les 5 cycles de drainage, sur les colonnes S1P et S2P. Comme pour les degrés de saturation, on observe que l'évolution à chaque cycle se répète pour S1P. La charge de pression initiale est de 0 et elle augmente à -400 cm (-40 kPa) après 10 jours de drainage. Pour S2P, on observe une charge de pression moins élevée d'environ -100 cm (-10 kPa) après 10 jours ce qui paraît plus réaliste lorsqu'on considère la position du capteur. Pour les cycles suivants, les succions finales sont

moins prononcées (entre 100 et 150 cm). Cette charge de pression négative élevée (-400 cm) pourrait s'expliquer par la désaturation du tube pour S1P.

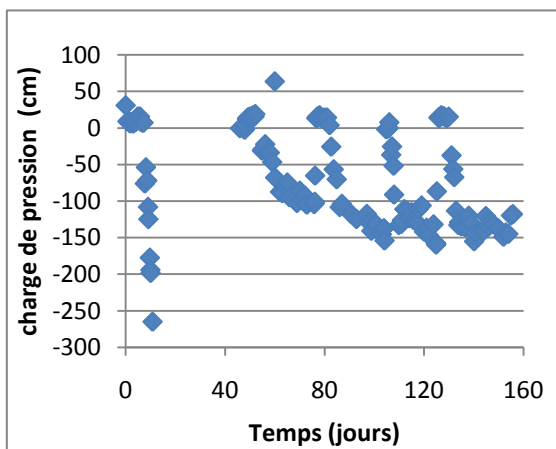


Figure 4-27 : Valeurs des charges de pression mesurées en fonction du temps pour les 5 cycles de S1P

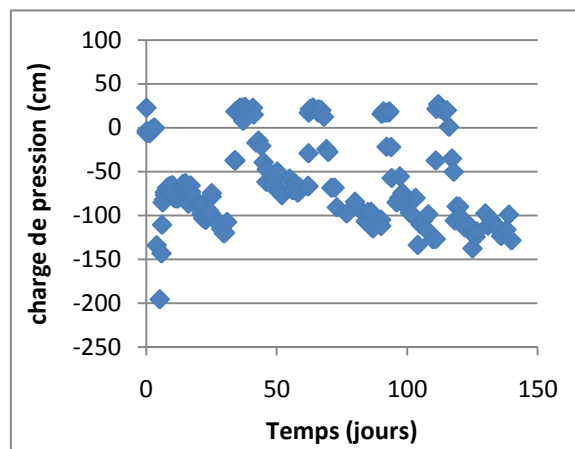


Figure 4-28 : Valeurs des charges de pression mesurées en fonction du temps pour les 5 cycles de S2P

Aux figures 4.29 et 4.30, on compare les profils de teneur en eau en fonction de la succion mesurée sur les petites colonnes S1P et S2P aux CRE obtenues à l'aide du modèle de prédiction MK (dont les résultats ont été validés à l'aide d'essais en cellule Tempe). Les mesures dans les petites colonnes concordent assez bien avec les CRE prédites. Il y a toutefois un certain décalage entre les deux types de mesure. Ceci pourrait être engendré par les effets d'hystérésis entre la courbe de rétention d'eau en mouillage et en drainage (Maqsoud et al., 2002, 2004). Dans la cellule Tempe on obtient la courbe en drainage alors que dans les colonnes on obtient les points en mouillage et en drainage (à partir de $S_r < 100\%$).

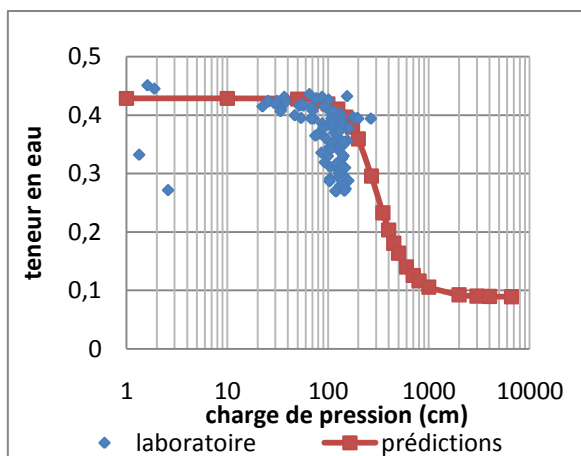


Figure 4-29 : Teneur en eau en fonction de la suction pour les 5 cycles (S1P) et CRE prédite à partir des paramètres de la cellule

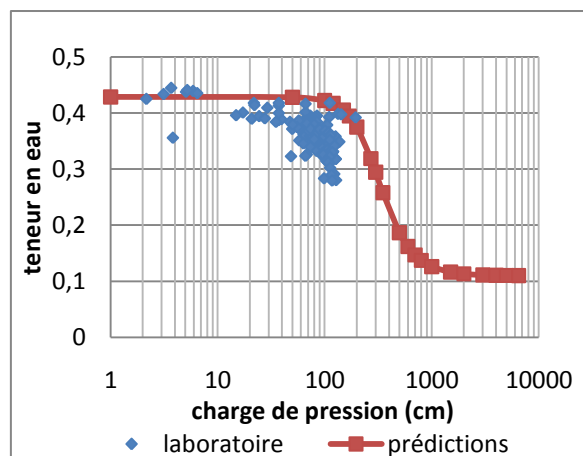


Figure 4-30 : Teneur en eau en fonction de la suction pour les 5 cycles (S2P) et CRE prédite à partir des paramètres de la cellule

4.3.1.4 Suivi des pH

Tout au long des cycles de mouillage-drainage, le pH de l'eau récoltée au bas des colonnes a été mesuré. À titre indicatif, la figure 4.22 présente l'évolution du pH durant les cycles pour les petites colonnes S1P et S2P. On voit que le pH a tendance à diminuer entre le premier et le cinquième cycle de mouillage-drainage. Les valeurs n'ont pas été prises pour les cycles 3 et 4 car l'écoulement a été trop rapide (1 journée).

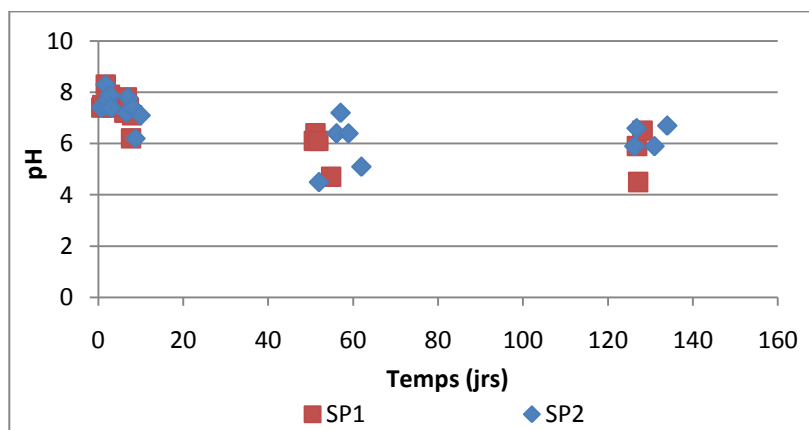


Figure 4-31 : Évolution du pH du lixiviat récolté au cours des cycles de drainage pour les petites colonnes S1P et S2P

4.4 Essais de diffusion et de consommation de l'oxygène

Des essais en cellule de diffusion ont été réalisés sur des échantillons des rejets S1, S2 et sur la moraine. Des essais en cellule de consommation ont aussi été réalisés sur des échantillons de rejets S1 et S2. Les procédures des essais sont décrites au chapitre 3. Suite à la réalisation d'un essai, on utilise les données de laboratoire afin de déterminer les variables du modèle (i.e. D_e et K_r), selon la hauteur des réservoirs, la hauteur de l'échantillon, le degré de saturation et l'indice des vides. Ces paramètres nous permettent de calculer la teneur en eau équivalente θ_{eq} et une valeur initiale de D_e à l'aide de l'équation d'Aachib et al. (2004) (équation 2.43) et le K_r à l'aide du modèle de Collin (1987) (équation 2.46). Ces valeurs de départ servent à amorcer les calculs avec le logiciel POLLUTE. L'objectif est d'obtenir le meilleur ajustement entre les modélisations de POLLUTE et les résultats obtenus en laboratoire. Pour caler nos valeurs, on fait varier de façon itérative le coefficient de diffusion D_e et les valeurs de K_r jusqu'à ce qu'on obtienne une bonne concordance (e.g. Aubertin et al., 1995, 1999; Aachib et al., 2004; Gosselin, 2007). Il existe ici plusieurs solutions possibles, et celle retenue correspond à un ajustement jugé optimal des paramètres.

4.4.1 Essais de diffusion

Quatre essais de diffusion ont été réalisés à des teneurs en eau différentes sur les deux types de rejets et cinq essais ont été faits sur la moraine. La figure 4.32 présente un résultat d'essai typique réalisé sur la moraine ainsi que la meilleure courbe obtenue à l'aide du logiciel POLLUTE (Rowe et al., 1994). En trait plein on voit les résultats calculés avec POLLUTE pour les réservoirs du haut et du bas alors qu'en points rouge on voit les résultats mesurés dans le réservoir du bas (et en bleu pour celui du haut). La courbe en grise est le premier résultat obtenu avec les valeurs de départ du problème. En vert, c'est le meilleur ajustement obtenu avec POLLUTE. On voit une très bonne concordance entre les courbes ajustées obtenues avec le modèle et les résultats de laboratoire.

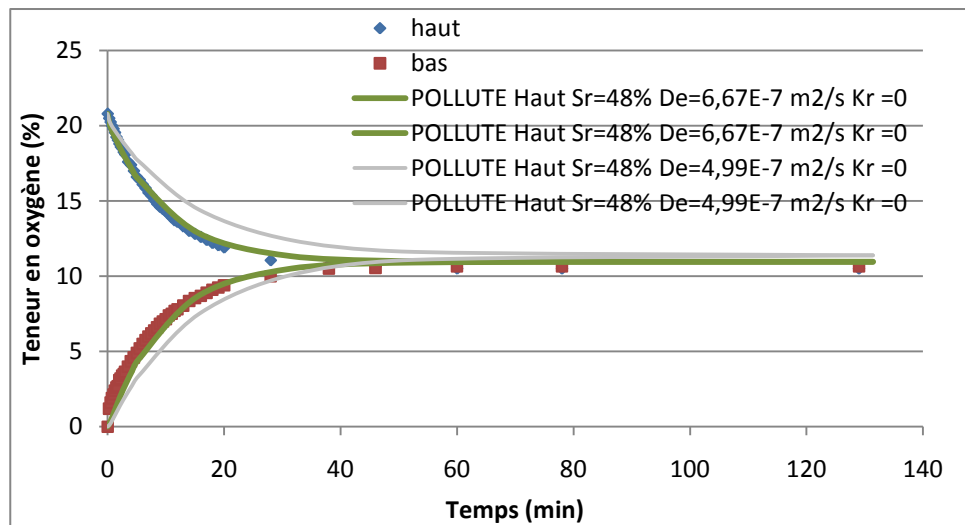


Figure 4-32 : Essai de consommation de l'oxygène et interprétation à l'aide du logiciel POLLUTE pour un échantillon de moraine avec $e=0,61$ et $S_r = 48\%$; courbe grise : solution initiale, courbe verte : solution finale; points rouges et bleus : résultats de laboratoire. (voir tableau 4.20 essai 1)

Les résultats obtenus sur la moraine sont présentés au tableau 4.19. La figure 4.33 présente les résultats des analyses et les prédictions obtenues avec le modèle d'Aachib et al. (2004). Les cinq essais réalisés couvrent une plage de degré saturation S_r allant de 49 à 95 %. On voit que les résultats expérimentaux suivent bien la courbe de prédiction. Au tableau 4.20, on voit que les coefficients de réaction K_r ne sont pas tout à fait nuls bien que la moraine ne contient pas de matériau réactif. Ceci serait causé par la présence de matières organiques en quantités variables dans les échantillons de moraine. Deux mesures de la teneur en matières organiques ont donné des teneurs de 0,7 et 1,4 %.

Tableau 4-19 : Principaux paramètres des essais de diffusion réalisés sur la moraine

S_r	n	h_{sol}	$t^*_{1/2}$	θ_{eq}	K_r prédit	K_r finale	D_e prédit	D_e finale
%	%	(cm)	an	-	(1/s)	(1/s)	(m ² /s)	(m ² /s)
49	37	1,56	0	0,200	0,000	0,000	4,99E-07	6,67E-07
70	23	1,42	0	0,072	0,000	0,000	1,24E-08	6,18E-08
81	25	1,44	0,0002	0,052	0,000	0,6E-05	1,69E-08	1,48E-08
90	25	1,60	0	0,031	0,000	0,000	2,62E-09	1,90E-09
95	29	1,50	1,50E-05	0,009	0,000	1E-05	3,72E-10	7,18E-10

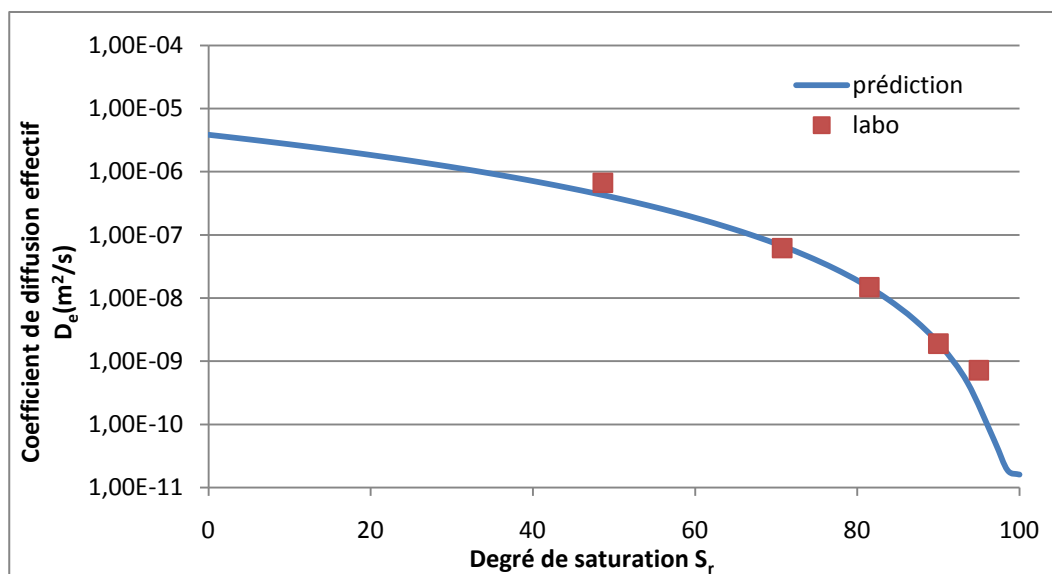


Figure 4-33 : Résultats des mesures et courbe de prédiction du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène D_e obtenus pour la moraine ($n=0,3$)

Les résultats obtenus pour les rejets S1 sont présentés au tableau 4.20. La figure 4.34 présente les résultats des analyses et la courbe prédite avec le modèle d'Aachib et al. (2004) pour une porosité moyenne de 0,3. Les quatre essais réalisés couvrent une plage de degrés de saturation allant de 24 à 91 %. On voit que les résultats expérimentaux suivent assez bien la courbe prédite.

Tableau 4-20 : Principaux paramètres des essais de diffusion réalisés sur les rejets S1

S_r	n	h_{sol}	$t^*_{1/2}$	θ_{eq}	K_r prédit	K_r finale	D_e prédit	D_e finale
%	%	cm	an	-	(1/s)	(1/s)	(m ² /s)	(m ² /s)
24	48	2,14	0,00175	0,369	3,51E-06	4,63E-06	1,46E-06	1,99E-06
52	50	1,68	0,0002	0,197	3,41E-06	2,17E-05	5,16E-07	9,38E-07
60	33	1,68	0,0002	0,119	4,54E-06	1,30E-05	1,31E-07	7,52E-07
91	40	1,4	0,0002	0,047	4,11E-06	5,13E-06	3,11E-09	2,51E-08

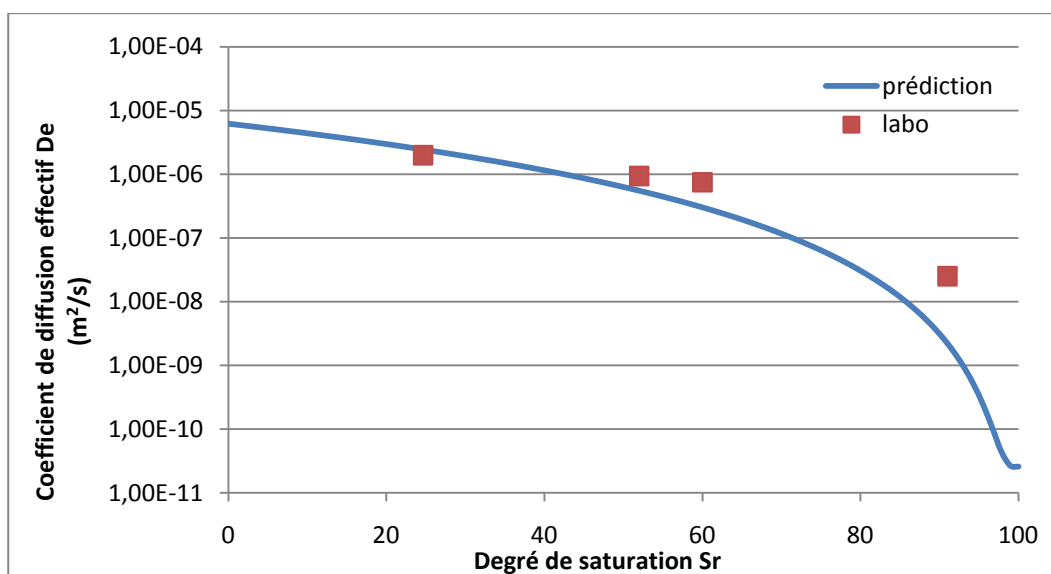


Figure 4-34 : Résultats de mesures et courbe de prédiction du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène D_e obtenus pour les rejets S1 ($n=0,44$)

Les résultats obtenus pour les rejets S2 sont présentés au tableau 4.21. La figure 4.35 présente les résultats des analyses (faits avec POLLUTE) et la courbe de prédiction obtenue avec le modèle d'Aachib et al. (2004) pour une porosité moyenne de 0,44. Les cinq essais réalisés couvrent une plage de degrés saturation S_r allant de 47 à 87 %. On voit que les résultats expérimentaux suivent bien la courbe de prédiction.

Tableau 4-21 : Principaux paramètres des essais de diffusion réalisés sur les rejets S2

S_r	n	h_{sol}	$t^*_{1/2}$	θ_{eq}	K_r prédit	K_r finale	D_e prédit	D_e finale
%	%	Cm	an	-	(1/s)	(1/s)	(m^2/s)	(m^2/s)
47	44,3	1,75	0,005	0,227	3,80E-06	9,99E-07	5,19E-07	9,01E-07
50	35,6	1,686	0,002	0,166	4,39E-06	1,83E-06	3,24E-07	6,58E-07
52	34,8	2,15	0,0002	0,171	4,45E-06	1,88E-05	3,71E-07	1,08E-06
57	40,3	2,15	0,0002	0,178	4,07E-06	1,96E-05	3,06E-07	8,48E-07
87	32,6	1,425	0,00005	0,026	4,60E-06	1,12E-05	6,32E-09	1,62E-08

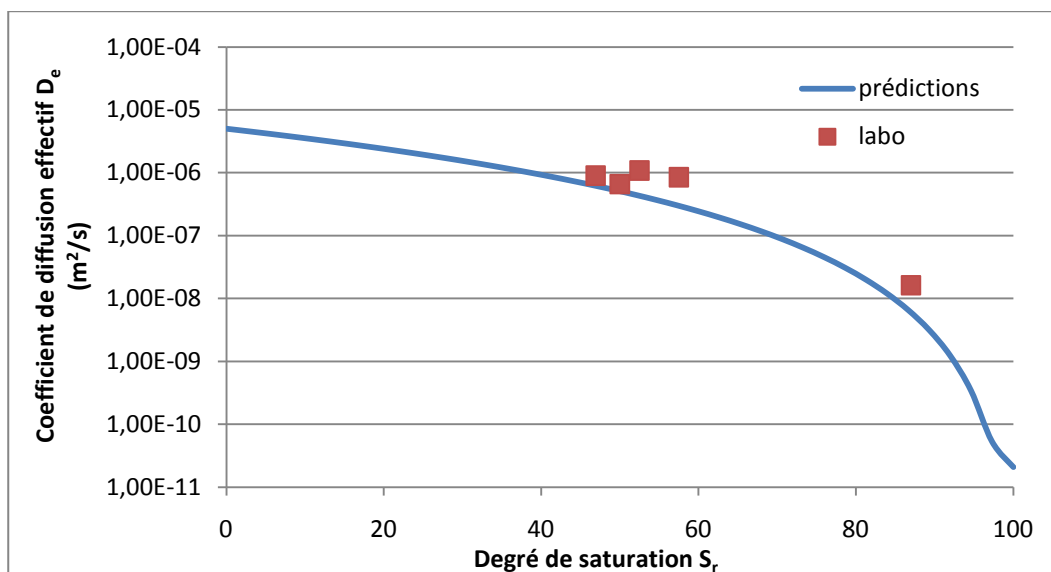


Figure 4-35 : Résultats de laboratoire et courbe de prédiction du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène D_e obtenus pour les rejets S2 ($n=0,375$)

Les essais de diffusion à deux réservoirs nous ont donc permis de confirmer la validité des prédictions du modèle d'Aachib et al. (2004) pour une porosité moyenne de 0,375. Les valeurs de K_r obtenus aux essais de diffusion sont aussi présentés au tableau 4.21 et 4.22 pour les rejets S1 et S2. Celles-ci varient entre $4,63 \times 10^{-6}$ et $2,17 \times 10^{-5}$ 1/s pour S1 et entre $9,99 \times 10^{-7}$ et $1,96 \times 10^{-5}$ 1/s pour S2. Les valeurs prédites tendent à surestimer les valeurs de K_r dans certains cas. Ces valeurs de K_r ont été déterminées pour la portion de courbe obtenue suite à la diffusion complète au travers de l'échantillon. Ces résultats n'affectent pas la validité de nos valeurs de D_e mais tendent à confirmer la plus grande incertitude quant à la détermination de K_r . On obtient de meilleurs résultats avec les essais de consommation présentés dans ce qui suit.

4.4.1.1 Essai de consommation

En tout, dix essais de consommation de l'oxygène à un seul réservoir ont été réalisés, cinq essais sur les rejets S1 et cinq autres sur les rejets S2. Pour ces essais, les coefficients de diffusion n'ont pas été modifiés.

Les essais réalisés sur les rejets S1 ont duré entre 1 et 15 jours pour des degrés de saturation de 45% à 97 % approximativement. La figure 4.36 présente les résultats des mesures de concentration réalisées sur les rejets S1 ainsi que les courbes obtenues avec le logiciel POLLUTE.

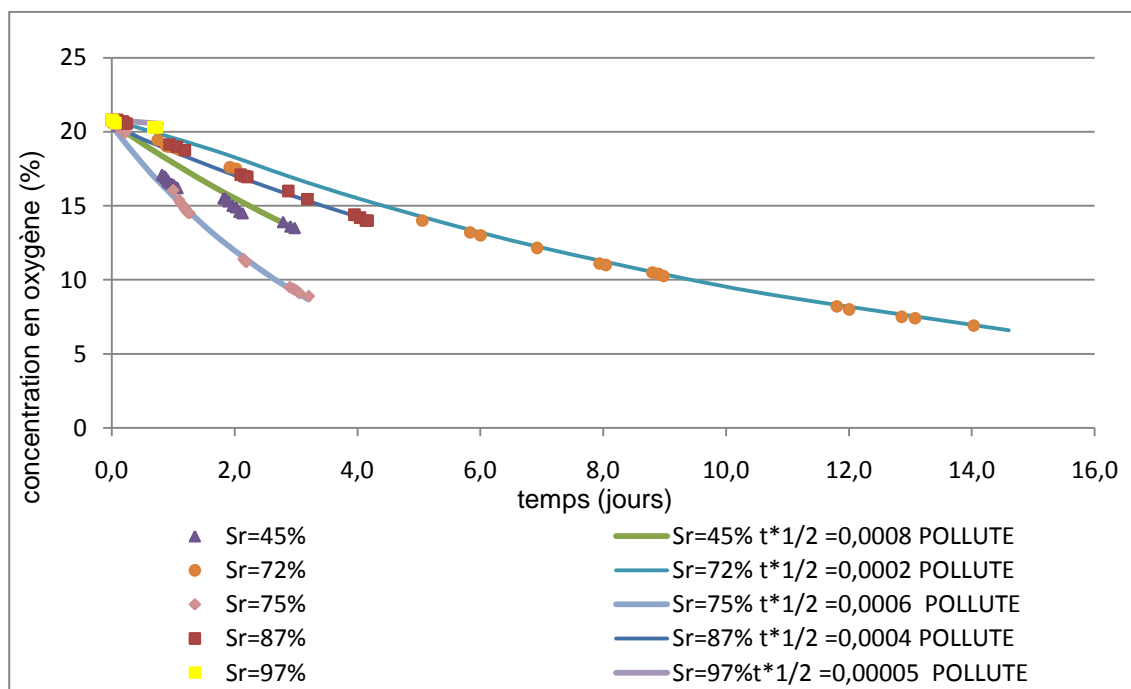


Figure 4-36 : Mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation sur les rejets S1 et ajustements obtenus à l'aide du logiciel POLLUTE (le temps de demi-vie $t_{1/2}^*$ introduit dans le logiciel est donné en année)

Le logiciel POLLUTE permet d'évaluer le temps de demi-vie $t_{1/2}^*$ pour une teneur en eau équivalente θ_{eq} donnée. Ces paramètres nous permettent de déterminer le coefficient du taux de réactivité K_r du matériau (voir équation 2.58) et de le comparer aux valeurs obtenues à l'aide du modèle de Collin (voir équation 2.46). Le tableau 4.22 présente un résumé des caractéristiques des essais de consommation, ainsi que les valeurs mesurées et prédites. Les valeurs sont prédites à l'aide du modèle de Collin à partir des valeurs de teneur en pyrite obtenues au DRX et telles que présentées au tableau 4.5. On voit que les valeurs de K_r obtenues à partir des essais sont comparables à celles prédites.

Tableau 4-22 : Caractéristiques des essais de consommation réalisés sur les rejets S1 et paramètres déduits des analyses avec POLLUTE

S_r	n	h_{sol}	$t^*_{1/2}$	θ_{eq}	K_r final	K_r prédit	D_e prédit
%	%	cm	an	-	(1/s)	(1/s)	(m ² /s)
45	36,9	1,56	0,0008	0,203	5,42E-06	4,30E-06	5,54E-07
72	32,8	1,49	0,0002	0,096	1,06E-05	4,58E-06	6,94E-08
75	34,6	1,79	0,0006	0,095	3,48E-06	4,46E-06	5,86E-08
86	33,4	1,68	0,0004	0,055	3,04E-06	4,54E-06	9,85E-09
99	33	1,62	5,00E-05	0,013	5,76E-06	4,57E-06	1,46E-11

La figure 4.37 représente graphiquement les valeurs du logarithme de K_r prédites et obtenues au laboratoire et ajustées pour la porosité en fonction du degré de saturation. On observe que la plupart des résultats sont proches de la prédiction. Les résultats indiquent que K_r ne serait pas affecté par le degré de saturation sur la plage de valeurs utilisées ici.

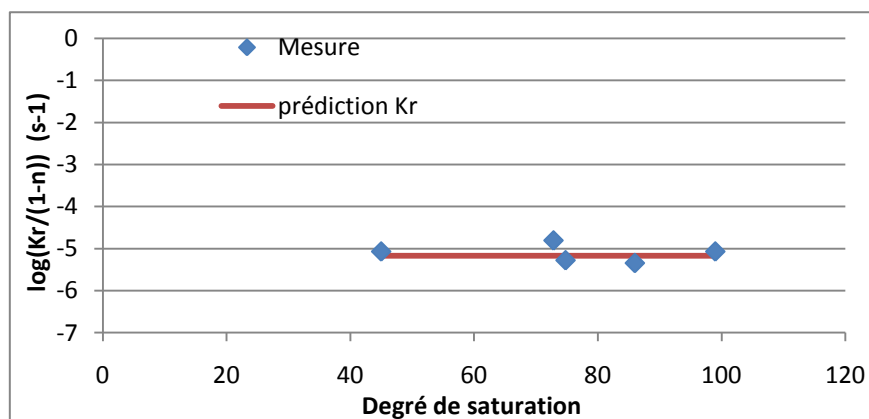


Figure 4-37 : Représentation graphique des valeurs expérimentales de K_r (normalisées selon la prédiction) en fonction de S_r , ainsi que les résultats prédits pour les rejets S1

Les essais de consommation sur les rejets S2 ont duré entre 6 à 15 jours, pour des degrés de saturation entre 36% et 97%. La figure 4.38 présente les résultats des mesures de concentration réalisées sur les rejets S2, ainsi que les courbes obtenues grâce au logiciel POLLUTE.

Le tableau 4.23 présente un résumé des caractéristiques importantes des essais de consommation, ainsi que les valeurs prédites pour les rejets S2. On voit que les valeurs obtenues avec les essais sont comparables à celles prédites.

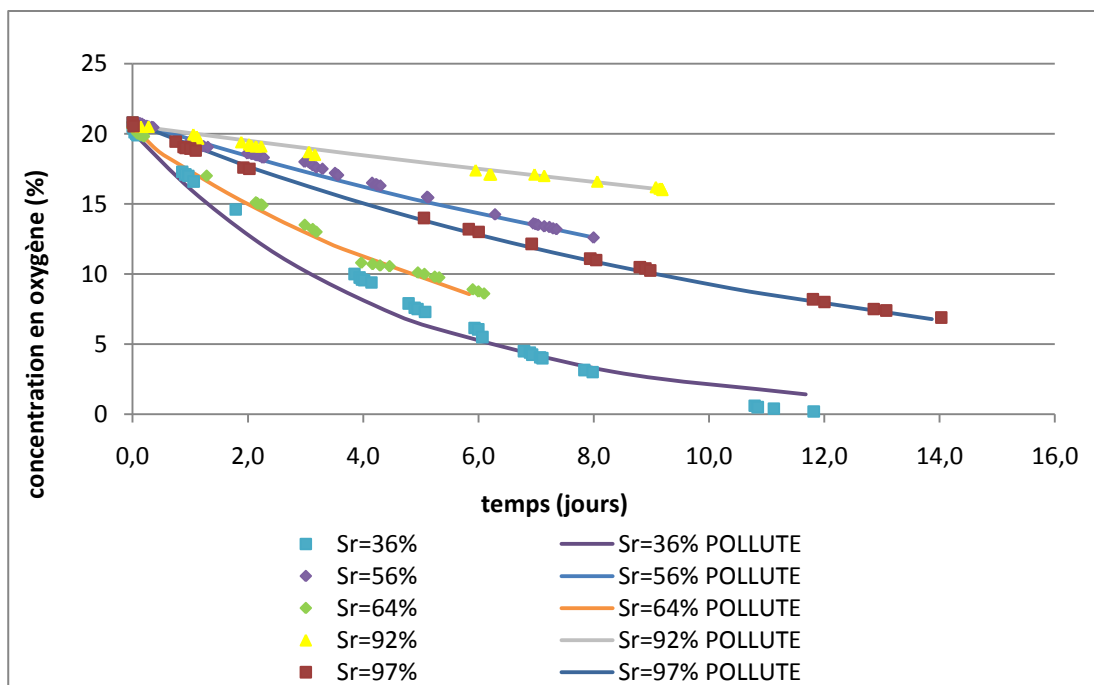


Figure 4-38 : Mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation pour les rejets S2 et ajustements obtenus à l'aide du logiciel POLLUTE (le temps de demi-vie $t_{1/2}^*$ introduit dans le logiciel est donné en année)

Tableau 4-23 : Caractéristiques des essais de consommation réalisés sur les rejets S2 et paramètres déduits des analyses avec POLLUTE

S_r	n	h_{sol}	$t^*_{1/2}$	θ_{eq}	K_r final	K_r prédit	D_e prédit
%	%	cm	an	-	(1/s)	(1/s)	(m ² /s)
36	50	1,98	0,0007	0,20	6,28E-06	8,92E-06	1,18E-06
56	35	1,57	0,0015	0,16	2,35E-06	1,17E-05	3,00E-07
64	40	1,27	0,00047	0,15	7,09E-06	1,08E-05	1,89E-07
93	34	1,99	0,0007	0,04	1,11E-06	1,18E-05	1,54E-09
97	40	1,56	3,00E-05	0,02	1,73E-05	1,08E-05	1,21E-10

La figure 4.39 représente graphiquement les valeurs du logarithme de K_r prédits et obtenues au laboratoire et ajustées pour la porosité en fonction du degré de saturation. On observe que les résultats mesurés se comparent aux prédictions. Les résultats ne montrent pas une corrélation claire entre le degré de saturation et le taux de réactivité des matériaux.

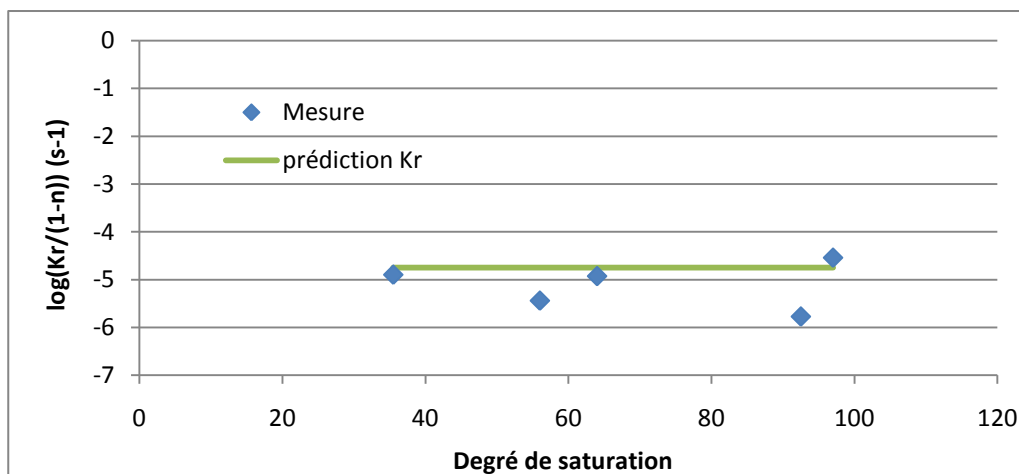


Figure 4-39 : Représentation graphique des valeurs expérimentales de K_r (normalisées selon la prédiction) en fonction de S_r , ainsi que les résultats prédits pour S2

4.5 Résultats des essais de terrain

C'est durant l'été 2007 que les échantillons de rejets et de moraine ont été amassés afin de procéder à la caractérisation des matériaux en laboratoire et au montage des colonnes. C'est aussi à cette période que l'instrumentation du site a été réalisée. Les travaux de terrain à l'été 2008 avaient pour but :

- de prendre des mesures sur les équipements installés sur le site (piézomètres, sondes TDR, senseurs Watermark, sondes ECH₂O).
- d'échantillonner la couverture de moraine.
- de réaliser des essais de consommation au travers de la couverture et dans les rejets.

4.5.1 Données in situ

La figure 4.40 présente une carte du site du parc à résidus miniers Selbaie (tel que présenté au chapitre 3) alors que la figure 4.41 montre une photo aérienne du site. Les marqueurs rouges nommés Tx indiquent la position des stations de mesure (3 sondes TDR et 3 senseurs Watermark placés à 1, 2 et 3 m de profondeur) alors que les chiffres encadrés verts et les marqueurs bleu nommés PO-xx-xx indiquent la position des piézomètres. Aucune mesure de densité en place n'a été faite sur le terrain.

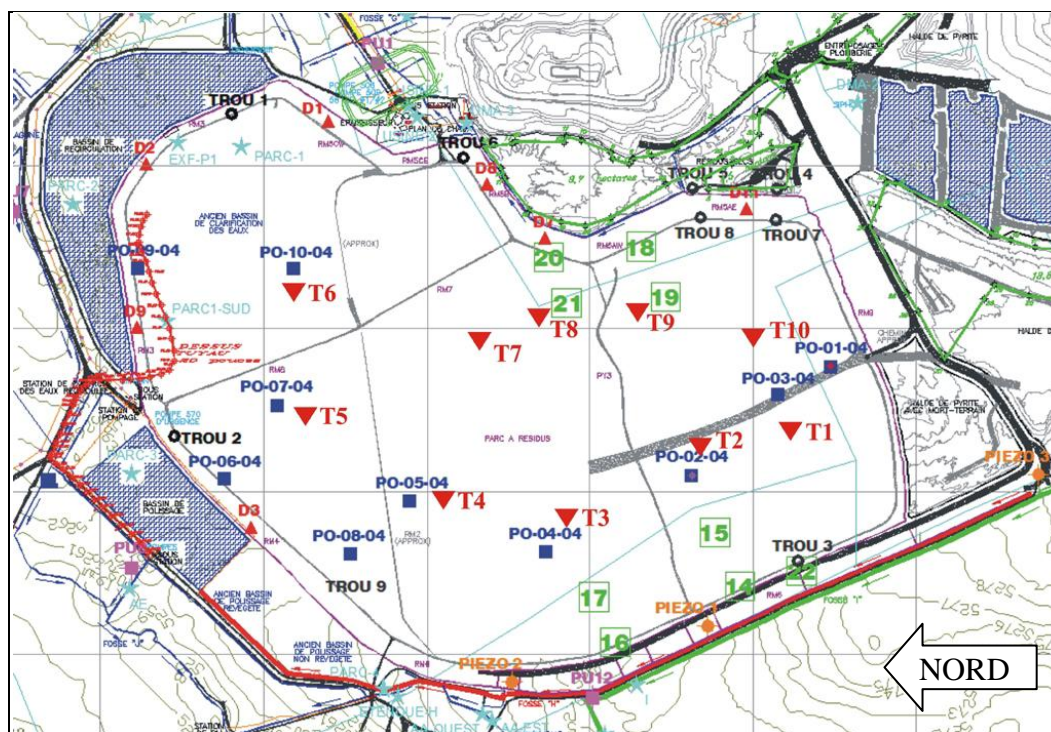


Figure 4-40 : Carte du parc à résidus miniers de Selbaie ; Tx: stations de mesures; xx et P0-xx-xx piézomètres.



Figure 4-41 : Vue aérienne du parc à résidus de Selbaie (Caron et al., 2005)

Le tableau 4.24 présente la profondeur du niveau d'eau mesurée dans les piézomètres par rapport à la surface du parc à résidus en juillet 2007 et en juin 2008, ainsi que la teneur en eau mesurée

en surface à l'aide d'une sonde TDR en 2008. La nappe est plus haute dans la zone située à proximité du bassin de recirculation qui est plus bas que le reste du parc. Dans la zone plus élevée du parc, le niveau d'eau varie entre 1 et 4 mètres de profondeur. Dans la zone située près de la digue, le niveau d'eau varie entre 11 et 14 mètres de profondeur. D'une année à l'autre, on observe des profondeurs piézométriques relativement semblables.

Tableau 4-24 : Profondeurs du niveau piézométrique par rapport à la surface du parc à résidus mesurées en 2007 et en 2008; la valeur de θ donnée par une sonde TDR au sommet du parc en 2008

Piézomètre	Profondeur mesurée		θ donnée par une sonde TDR en surface
	Juillet 2007	Juin 2008	Juin 2008
PO-02-04	-	7,30 m	8,5
PO-04-04	1,20 m	0,87 m	19,5
PO-07-04	2,59 m	1,59 m	17,7
18	13,82 m	14,00 m	10,2
20	13,29 m	12,33 m	9,9
PO-03-04	4,69 m	3,73 m	11,6
PO-05-04	3,88 m	2,86 m	20,5
PO-10-04	1,43 m	0,98 m	14,8
19	11,98 m	11,82 m	9,4
21	11,73 m	11,27 m	8

La figure 4.42 présente en a) la teneur en eau volumique mesurée à l'aide de la sonde TDR à la surface du parc à résidus et celle données aux stations d'échantillonnage en fonction de la profondeur du niveau piézométrique mesurée (tableau 4.25) et en b) les mêmes valeurs de teneur en eau divisé par la profondeur de la nappe en fonction du niveau piézométrique. Il semble y avoir une certaine relation entre la profondeur du niveau piézométrique et la teneur en eau dans le parc. Dans les zones avec une nappe phréatique peu profonde, la teneur en eau est usuellement plus élevée. Il y a cependant peu de données pour confirmer la validité de cette tendance. De plus, d'autres facteurs interviennent, incluant l'effet des précipitations récentes.

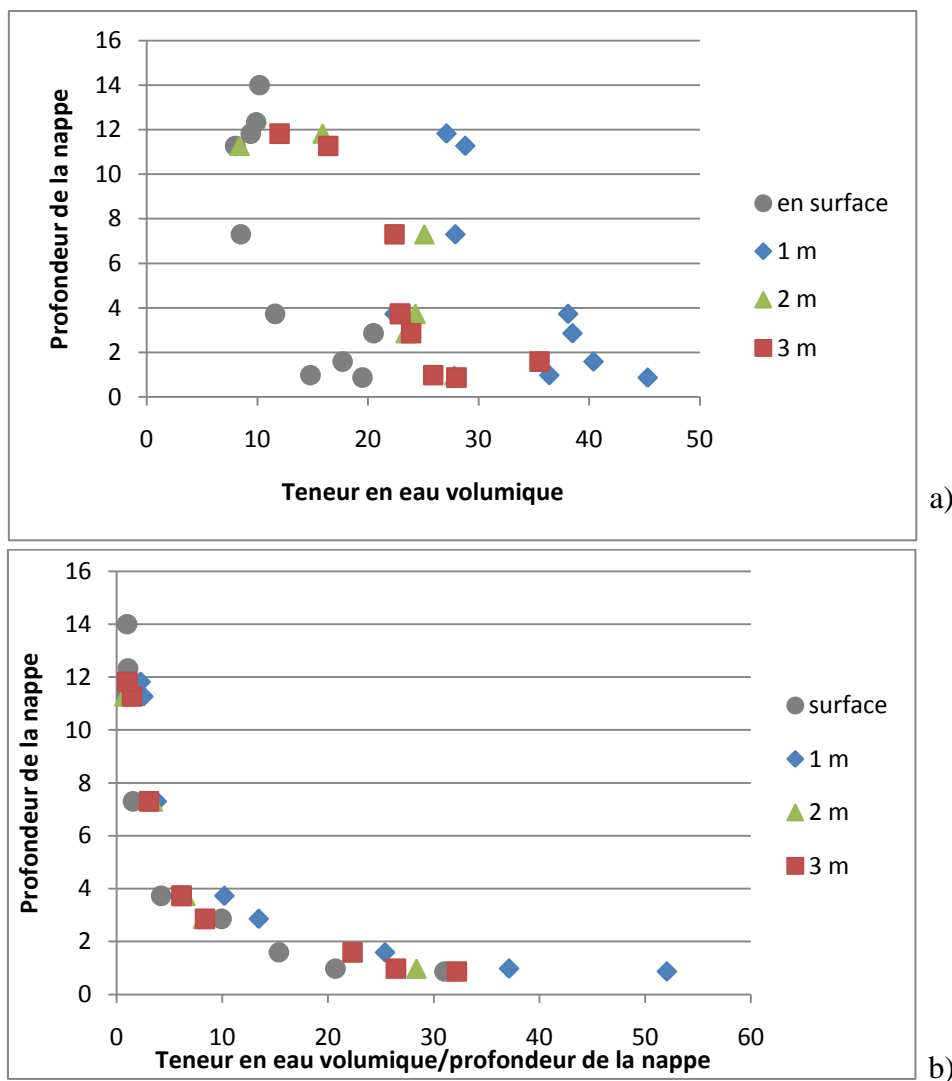


Figure 4-42 : a) Teneurs en eau volumique mesurées en surface dans la couverture de moraine et aux stations d'échantillonnage selon la profondeur de la nappe phréatique (mesurée par rapport à la surface du parc) b) normalisées pour la profondeur de la nappe au point

La figure 4.43 présente les valeurs de teneurs en eau mesurées dans la moraine près de la surface du parc à l'aide d'une sonde TDR (tableau 4.25). À chaque prise d'échantillon, une sonde TDR a été plantée dans la moraine et la teneur en eau a été notée. Les teneurs en eau sont très variables sur l'ensemble du site et deux points adjacents peuvent présenter des teneurs en eau très différentes. Certaines tendances peuvent tout de même être notées. Ainsi, lorsqu'on se rapproche du bassin de recirculation, les teneurs en eau sont usuellement plus élevées, ce qui peut être

expliqué par la présence d'une zone complètement saturée avec une étendue d'eau recouvrant cette section. Le long de la digue ouest, la teneur en eau est faible probablement à cause de la granulométrie grossière des stériles placés sur les digues qui agissent comme un drain.

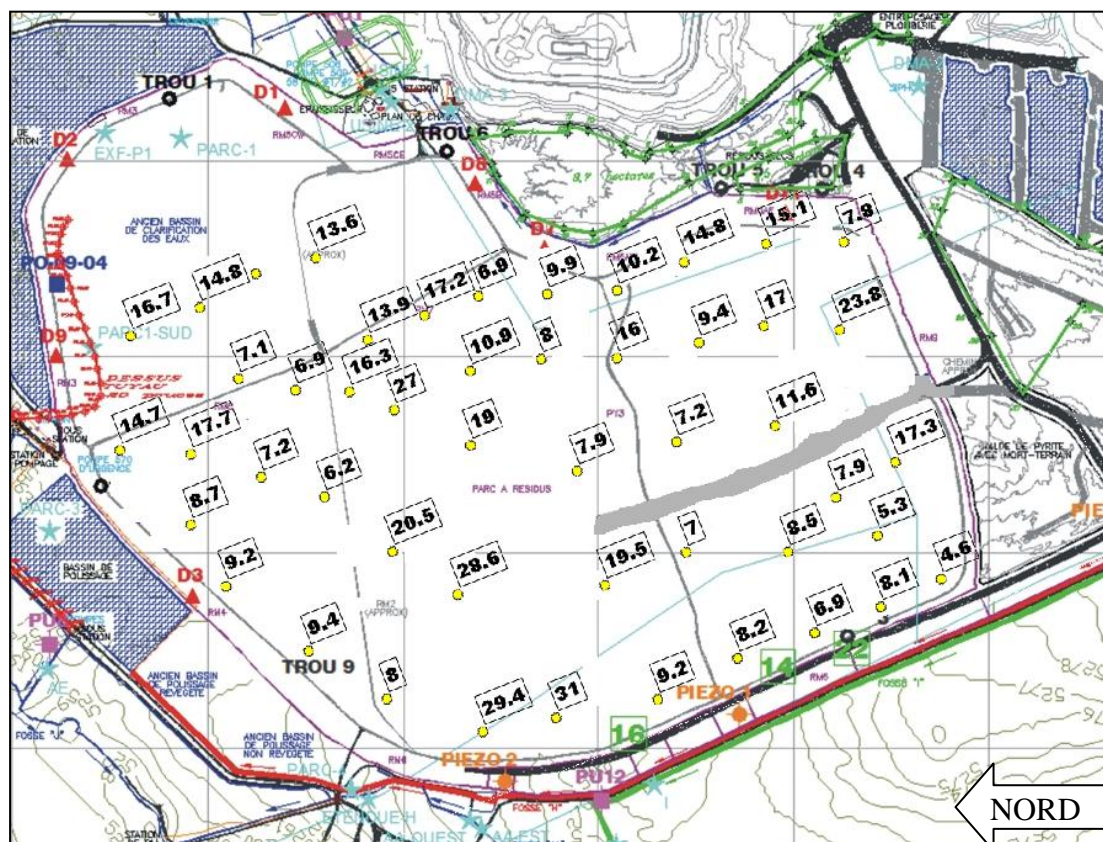


Figure 4-43: Carte du parc à résidus miniers du site Selbaie avec points de mesures de la teneur en eau volumique de la moraine en surface du parc. Les valeurs montrées ont été mesurées avec un appareil TDR.

À chaque station de mesure (présentée à la figure 4.40), la teneur en eau volumique et la succion ont aussi été mesurées à l'aide de sondes TDR et de senseurs Watermark. Les données obtenues sont présentées au tableau 4.25. Deux séries de mesures ont été prises en 2007 et une à l'été 2008. Une des séries de 2007 n'a pas été analysée car il n'y a pas de mesure des capteurs Watermark.. À chaque station, il y a 3 sondes TDR et trois capteurs Watermark, à 1 m de profondeur (nommés TDR 1-1 et WMk 1-1; dans la couverture), à 2 m de profondeur (nommés TDR 2-1 et WMk 2-1; dans les résidus) et à 3 m (nommés TDR 3-1 et WMk 3-1; dans les résidus). De façon générale, on observe que la teneur en eau augmente avec la profondeur. On voit aussi qu'au cours d'une

année les valeurs de teneur en eau peuvent beaucoup changer. La Figure 4.44 présente une comparaison entre les valeurs de ψ et de θ mesurées aux stations et les CRE prédites pour les rejets S1 et S2 (a) et pour la moraine (b). On voit que pour la moraine les valeurs obtenues à 1 m de profondeur se superposent bien. Pour les rejets on a choisi deux porosités différentes ($n=0,55$ et $0,35$) car on remarque deux tendance distincte dans les données. Ceci pourrait être dû à la variation de la densité en place des matériaux. On obtient néanmoins une assez bonne concordance.

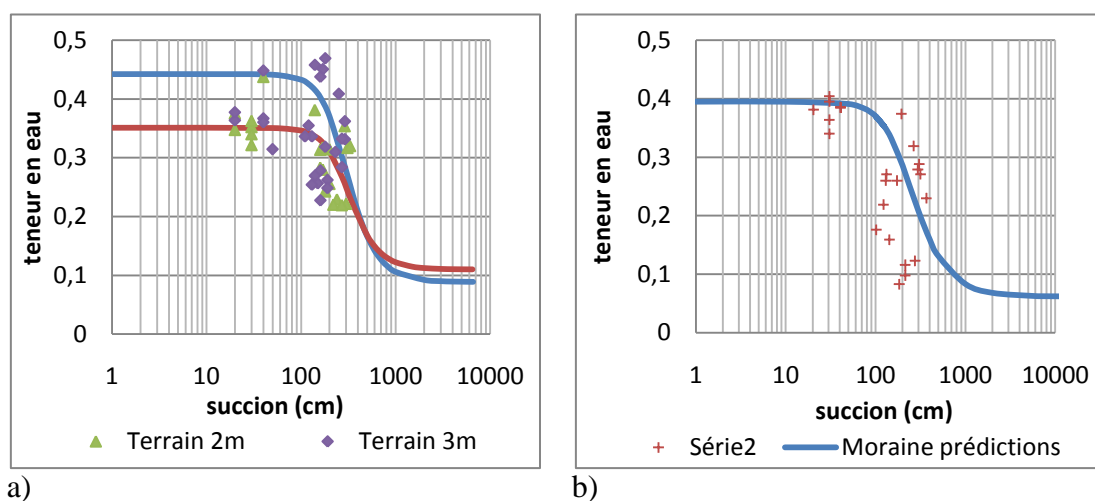


Figure 4-44 : Comparaison entre les valeurs de suction et de teneur en eau obtenues sur le terrain et les CRE prédites avec le modèle de MK sur les rejets (a) et la moraine (b)

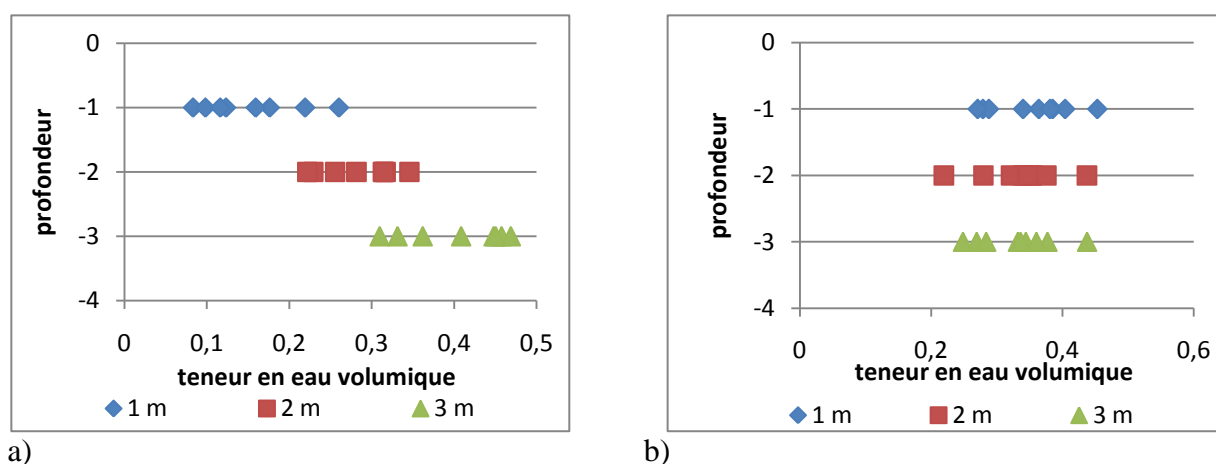


Figure 4-45 : Teneur en eau volumique en fonction de la profondeur aux stations d'échantillonnage en juin 2007 (a) et 2008 (b)

La figure 4.45 présente deux graphiques de la teneur en eau volumique en fonction de la profondeur aux stations d'échantillonnage en juin 2007 et 2008. On voit sur la figure 4.45a que de façon générale la teneur en eau volumique augmente avec la profondeur. En 2008 (figure 4.45b) on voit que la teneur en eau dans la moraine (à 1m de profondeur) est plus élevée qu'à une profondeur de 2 m dans les rejets. Cela pourrait être expliqué par l'évènement de pluie survenu à cette période.

Tableau 4-25 : Valeurs mesurées aux stations d'échantillonnage sur le parc à résidus de la mine Selbaie. La position des stations 1 à 10 est montrée à la figure 4.40

Position (profondeur) des capteurs		1m		2m		3m	
Période de mesure	Station	θ	ψ (cm)	θ	ψ (cm)	θ	ψ (cm)
sept-07	1	0,26					
sept-07	2		130	0,32	310	0,33	290
sept-07	3	0,18					
sept-07	4	0,22	101,97	0,31	160	0,46	140
sept-07	5	0,16	122,36	0,35		0,47	180
sept-07	6	0,08	142,76	0,28		0,45	40
sept-07	7	0,12	183,55	0,23	240	0,41	250
sept-07	8	0,10	275,32	0,22	300	0,36	290
sept-07	9	0,12	214,14	0,26	200	0,31	230
sept-07	10	0,35	214,14	0,31	200	0,45	170
nov-07	1	0,23				0,23	160
nov-07	2	0,45	367,09	0,32	330	0,35	120
nov-07	3	0,39			10	0,36	20
nov-07	4	0,40	40,79	0,35	30	0,31	50
nov-07	5	0,37	30,59	0,38	140	0,32	180
nov-07	6	0,32	0	0,36	30	0,37	40
nov-07	7	0,27	265,12	0,24	180	0,26	150
nov-07	8	0,26	316,11	0,22	220	0,28	160
nov-07	9	0,37	173,35	0,28	160	0,26	190
nov-07	10	0,22	193,74	0,32	170	0,25	130
juin-08	1	0,28				0,34	130
juin-08	2	0,45	295,71	0,35	290	0,33	270
juin-08	3	0,39				0,38	20
juin-08	4	0,40	40,79	0,34	30	0,34	
juin-08	5	0,36	30,59	0,44	40	0,44	160
juin-08	6	0,34	30,59	0,38	20	0,36	40
juin-08	7	0,29	30,59	0,32	30	0,27	140
juin-08	8	0,27	305,91	0,22	270	0,28	270
juin-08	9	0,38	132,56	0,28	170	0,25	190
juin-08	10	0,26	20,39	0,35	20	0,34	110

La figure 4.46 présente une comparaison entre les teneurs en eau volumique mesurées à environ 10 cm sous la surface à l'aide de la sonde TDR amovible et celles mesurées à 1 m de profondeur aux stations de mesure en juin 2008. On voit que ces valeurs sont assez bien corrélées. La teneur en eau volumique à 1 m de profondeur est plus élevée que celles en surface à cause de la profondeur de la nappe et à l'effet de l'évaporation en surface du parc.

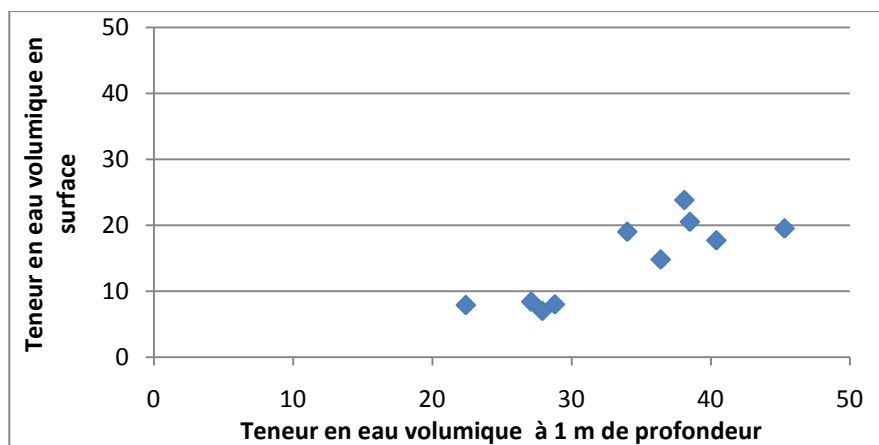


Figure 4-46 : Comparaison entre la teneur en eau volumique mesurée dans la moraine à 10 cm sous la surface et celle mesurée à 1 m de profondeur aux stations instrumentées (juin 2008)

4.5.2 Caractérisation de la couverture

Afin d'évaluer l'hétérogénéité de la moraine sur le site, des analyses granulométriques additionnelles ont été réalisées. Les quatre chaudières amassées à l'été 2007 ont été récoltées au même endroit et sont peu représentatives de l'étalement granulométrique de la moraine sur le site. Trente-trois autres échantillons de 0,5 à 2 kg de sol ont été récoltés à l'été 2008. Seule la fraction de l'échantillon passant le tamis 10 mm a été conservée afin de procéder aux analyses granulométriques. Le tableau 4.26 présente les propriétés (minimales, maximales et moyennes) du fuseau granulométrique et la figure 4.47 présente les 33 courbes granulométriques obtenues. Le C_U varie entre 7 et 87 avec une moyenne de 31. Le D_{10} varie entre 0,0013 mm et 0,087 mm avec une moyenne de 0,01 mm, et le D_{60} varie entre 0,043 mm et 0,5 mm avec une moyenne de 0,22 mm. Le fuseau granulométrique est large. Le % passant 80 μ m varie de 20% à 62 %.

Tableau 4-26 : Propriétés (moyennes, maximales et minimales) du fuseau granulométrique des échantillons de moraine

	< 2 μ m (%)	% passant 80 μ m	C_u	D_{60} (mm)	D_{10} (mm)
moyenne	5,7	35,1	31,6	0,22	0,011
maximum	13,4	62,4	86,7	0,43	0,087
minimum	2,5	19,9	7,0	0,05	0,001

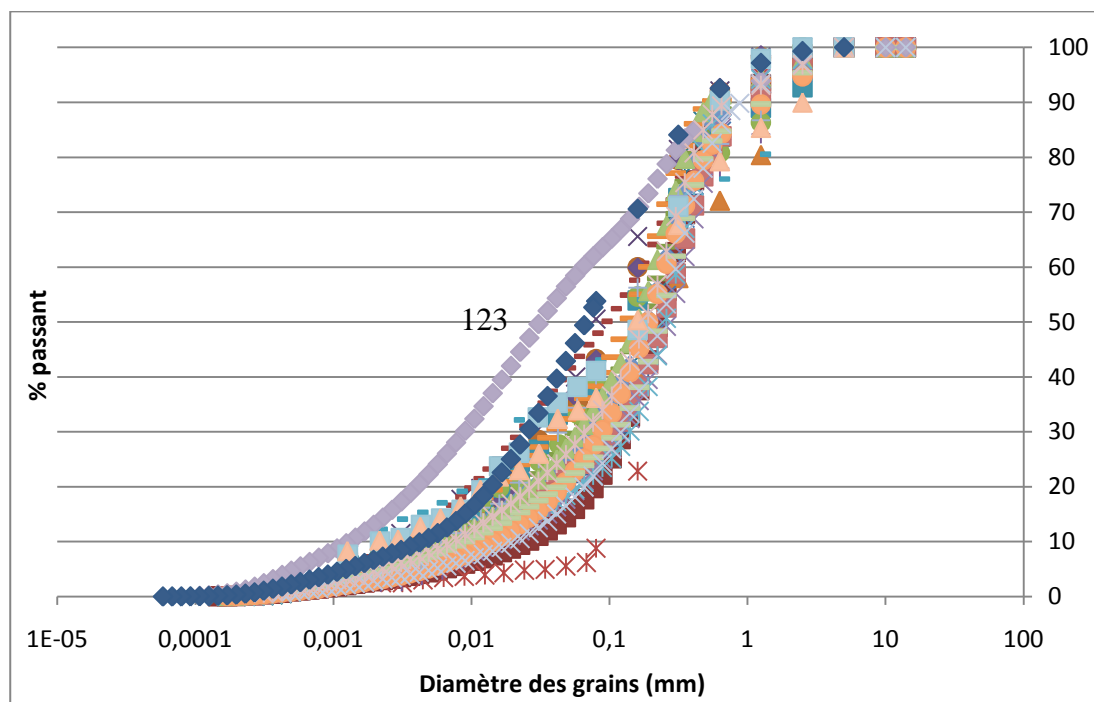


Figure 4-47 : Courbes granulométriques des 33 échantillons de moraine prélevés en 2008

De plus, 23 mesures de densité relative des grains au pycnomètre ont été réalisées sur les échantillons. La densité relative maximale est de 2,73 et la valeur minimale est de 2,62 (tableau 4.27).

Tableau 4-27 : Densité relative moyenne, maximale et minimale des échantillons de moraine

	D_r
moyenne	2,677
maximum	2,73
minimum	2,62

Aucune limite de liquidité n'a pu être déterminée sur la partie fine ($< 0,425$ mm) des échantillons de moraine mais ce sol peut être considéré comme un sol SM. La moraine présente entre 20 et 43% de particules passant le tamis #200 (0.075 mm), excepté pour l'échantillon 123 (voir figure 4.47) qui contient 62% de particules fines. Ces caractéristiques granulométriques seront utilisées afin d'évaluer le comportement et l'efficacité de la couverture.

La figure 4.48 compare les courbes granulométriques des échantillons de moraine récupérés sur le terrain en juin 2008 et la courbe granulométrique moyenne de la moraine utilisée dans les colonnes. On voit que la condition de labo correspond assez bien aux propriétés moyennes des échantillons prélevés. La moraine utilisée dans les colonnes présente un C_U de 43, qui est un peu supérieur à la moyenne, et un D_{10} de 0,043 mm (à un écart-type sous la moyenne).

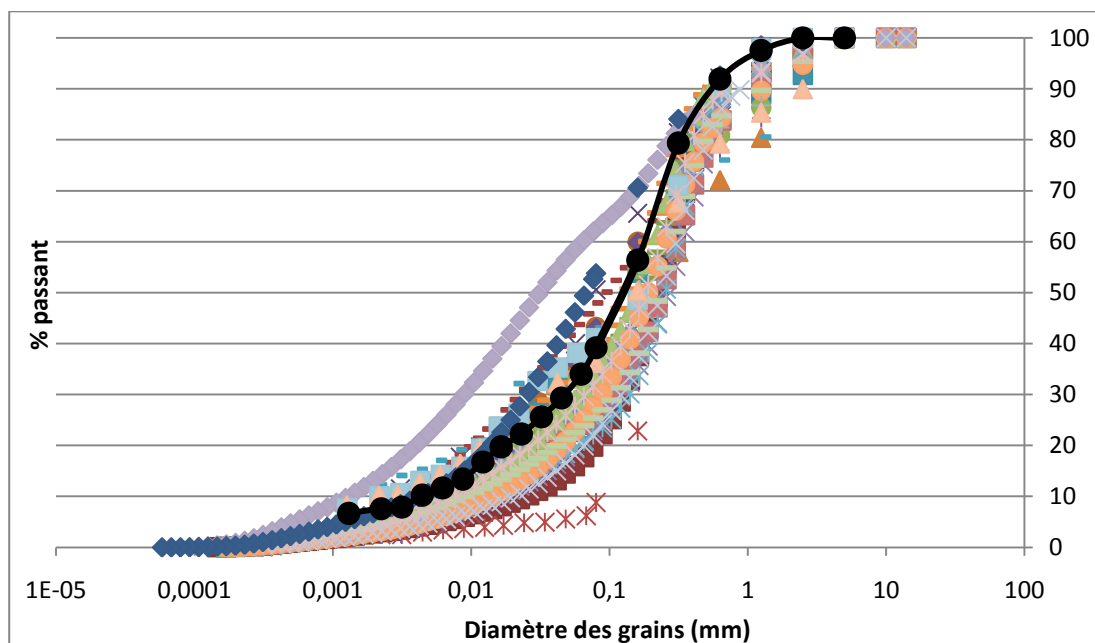


Figure 4-48 : Courbes granulométriques des échantillons de moraine prélevés sur le terrain et courbe granulométrique moyenne de la moraine utilisée pour les essais en colonne.

4.5.3 Dernières remarques

Les résultats des essais de consommation d'oxygène in situ ne sont pas présentés ici car la réalisation s'est avérée problématique. Les résultats présentent des incohérences dues, en partie, à

des problèmes de capteurs qui étaient sensibles aux changements de température. D'autres mesures, réalisées subséquemment, seront présentées ailleurs.

Dans ce chapitre, les principaux résultats issus de la caractérisation physique et minéralogique des matériaux étudiés (en labo et in situ) sont présentés. Une bonne concordance entre les modèles de prédiction utilisés pour la CRE (modèle MK) et pour la conductivité hydraulique saturée (modèles KC et KCM) et les résultats obtenus en laboratoire a alors été observée. Les données relatives au montage des colonnes et aux cycles de mouillage-drainage ont permis d'évaluer le comportement hydrique des rejets. Ces résultats vont nous permettre de créer un modèle numérique au chapitre 5. Les données obtenues des essais en colonnes seront aussi utilisées dans des travaux avenir pour l'analyse géochimiques du DMA produit. Le suivi des pH indique une amélioration de la qualité de l'eau en présence d'une couverture monocouche. Les essais de diffusion et de consommation de l'oxygène en laboratoire ont aussi permis de valider le modèle de prédictions proposé par Aachib et al. (2004) pour le coefficient de diffusion D_e et le modèle de Collin (1987) pour le coefficient du taux de réaction K_r . Enfin, les travaux de terrain ont fourni des informations sur les variations du niveau d'eau au sein du parc (mesurée à l'aide des niveaux piézométriques) et sur les teneurs en eau et les succions aux stations instrumentées. Ces valeurs seront utilisées au chapitre suivant pour déterminer l'impact de la profondeur de la nappe sur la réponse du système rejets-recouvrement à l'aide du modèle numérique. L'échantillonnage de la moraine a permis de définir un fuseau granulométrique du recouvrement, qui sera utilisé pour évaluer l'impact de la granulométrie du recouvrement sur la réponse de la couverture dans la suite du projet.

CHAPITRE 5 ANALYSE DES RÉSULTATS ET DISCUSSION

Ce chapitre utilise les résultats des essais en colonnes et des essais de caractérisation en laboratoire afin de développer un modèle numérique pour représenter les conditions d'écoulement dans les colonnes. Les données obtenues durant les cycles de drainage et les propriétés des matériaux ont été présentées au chapitre 4. La première section de ce chapitre présente la construction et la validation du modèle. Par la suite, celui-ci est utilisé afin d'étendre cette étude à certaines conditions du site dans le but d'évaluer l'impact de trois facteurs sur le comportement des résidus et de la couverture.

La méthode de restauration appliquée au site minier est apparentée à la méthode de la nappe surélevée avec couverture monocouche présentée au chapitre 2. Rappelons toutefois que les digues du pourtour du parc à résidus ont été construites en partie avec des stériles miniers. À cause de la granulométrie grossière des stériles et de la géométrie de ces digues, une partie de l'eau est drainée vers l'extérieur du site, ce qui ne permet pas de conserver un niveau de nappe élevé partout dans le parc. Les profondeurs de nappe h_w , présentées au chapitre 4, oscillent entre 0 mètre et 15 mètres par rapport à la surface du parc à résidus. Par endroits, le niveau de la nappe dans le parc n'est pas suffisamment élevé pour empêcher l'oxydation des rejets (puisque $h_w > AEV_{\text{rejets}}$).

En présence d'une nappe surélevée, les fonctions principales d'un recouvrement monocouche sont d'agir comme une barrière à l'évaporation, de faciliter l'infiltration et d'empêcher la remontée d'eau contaminée (Aubertin et al., 1999; Dagenais, 2005). Il peut aussi permettre de revégéter le site et empêcher l'érosion (Aubertin et al., 2002). Pour obtenir une barrière à l'évaporation efficace, on doit recouvrir les rejets d'une couche de matériau grossier comme un sable par exemple (Dagenais et al., 2006; Ouangrawa, 2007). La couverture se désature rapidement lorsque la profondeur de la nappe est suffisamment élevée et sa conductivité hydraulique devient alors très faible. À cause de cela, l'eau ne peut pas remonter dans la couche de sable (même sous l'effet de l'évaporation). Dagenais (2005) a démontré l'importance de mettre en place une couche de matériau présentant des propriétés hydriques différentes de celles des rejets pour créer une barrière à l'évaporation efficace.

Dans le cas d'une nappe profonde avec des résidus miniers désaturés, la couverture devrait réduire le flux d'oxygène pénétrant les rejets. Une partie de la couverture doit alors présenter un AEV élevé et une conductivité hydraulique saturée faible (comme dans le cas des CEBC).

Le recouvrement monocouche utilisé sur le site minier Selbaie est fait de moraine (sol SM). Cette moraine présente des propriétés hydrogéologiques assez semblables à celles des rejets avec un AEV proche de 1,5 m, et une conductivité hydraulique k_s proche de 6×10^{-5} cm/s. Le matériau choisi pour la restauration pourrait être trop fin pour agir comme barrière à l'évaporation. Mais si la couverture monocouche restait suffisamment saturée, elle pourrait empêcher la diffusion d'oxygène et ainsi diminuer la formation de DMA. Notre analyse portera donc sur la réponse de la couverture, incluant sa capacité à bloquer efficacement la diffusion de l'oxygène. Rappelons que pour qu'un recouvrement soit efficace comme barrière à l'oxygène, on considère usuellement que le flux de diffusion au travers de la couche doit être de l'ordre de $1 \text{ mol/m}^2/\text{an}$, ce qui requiert un degré de saturation supérieur à environ 85 % dans le matériau de la couverture (e.g. Mbonimpa et al., 2003).

Suite au montage du modèle, les analyses numériques vont permettre d'évaluer l'influence de 3 facteurs clés qui pourraient affecter le comportement du recouvrement monocouche: soit son épaisseur, la granulométrie du matériau (et ses propriétés hydriques) et la profondeur de la nappe.

5.1 Mise au point du modèle numérique

5.1.1 Description du modèle de départ

On compare ici les résultats des simulations numériques et les résultats expérimentaux obtenus durant les essais de mouillage-drainage sur les colonnes S1G et S2G. Pour réaliser ceci, on compare les valeurs de teneur en eau et de succion. Afin d'obtenir une solution plus représentative, on fera varier (selon les besoins) les propriétés des matériaux (AEV et conductivité hydraulique saturée) dans le modèle numérique en se basant sur les modèles de prédiction (i.e. modèles MK et KCM) et les résultats obtenus au laboratoire.

Le logiciel SEEP/W 2007, développé par GEOSLOPE international (Geoslope international., 2007), a été utilisé. La figure 5.1 présente le modèle de base développé pour représenter les

conditions d'écoulements dans les colonnes. Le modèle est axisymétrique. Il est constitué de quatre régions et comprend 312 nœuds et 155 éléments de $0,255 \text{ m}^2$. Trois matériaux sont représentés : la moraine (en jaune), les rejets miniers (en gris) et un matériau fictif (en vert) servant à imposer les conditions limites. Les propriétés de ces matériaux sont présentées plus loin.

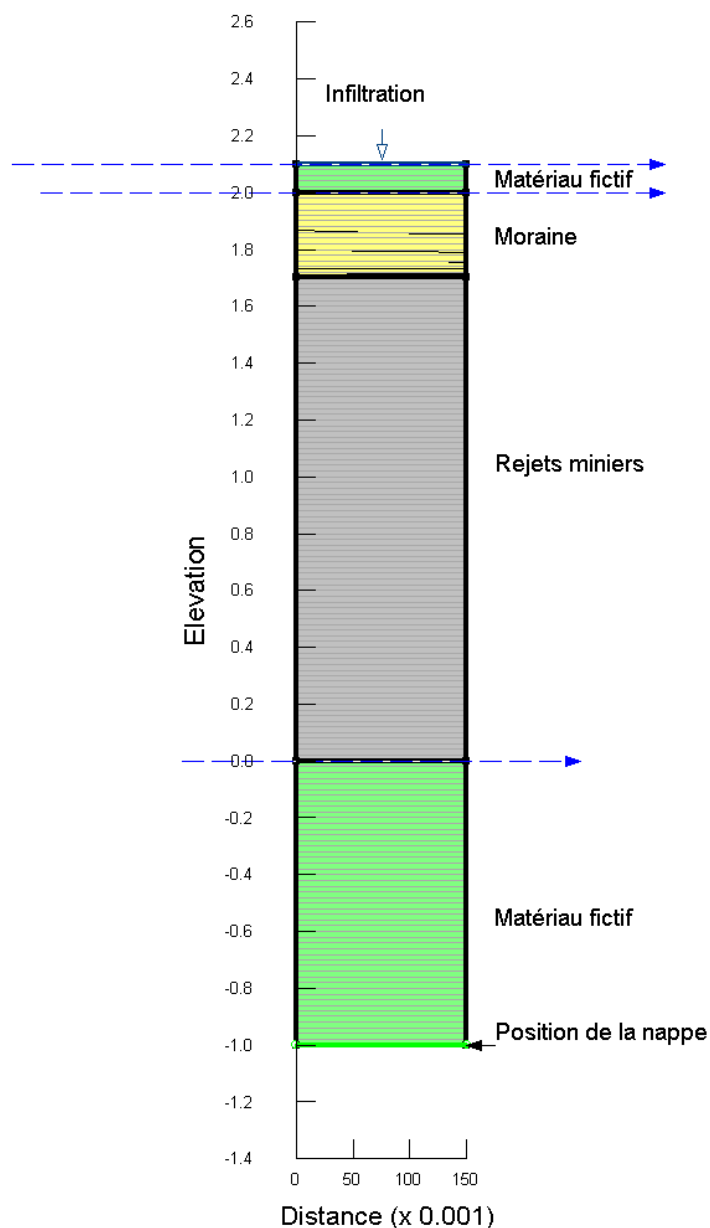


Figure 5-1 : Caractéristiques de base du modèle numérique (SEEP/W) utilisé pour simuler les cycles de mouillage-drainage réalisés lors des essais en colonnes

Dans les simulations, le niveau initial de la nappe se trouve au sommet du matériau fictif au haut de la colonne (ligne pointillée bleu dans la figure 5.1). Au début du cycle 1, on abaisse le niveau de la nappe 1 m en dessous de la base de la colonne pour favoriser le drainage. Pour les cycles subséquents on applique une charge de pression constante de -1 m (-10 kPa) au bas de la colonne. Le drainage est appliqué dans le modèle numérique à l'aide d'une fonction de charge hydraulique. Dans SEEP/W on ne peut pas appliquer directement une variation de la succion (pression) en fonction du temps. De plus, le modèle ne converge pas si on applique instantanément une succion (de -1 m) au bas de la colonne. On a donc imposé une charge hydraulique variable en fonction du temps pour représenter la condition frontière au bas de la colonne (e.g. Aubertin et al., 1996). Au temps 0 (premier cycle), on applique une charge hydraulique correspondant à la hauteur de la colonne d'eau (2,1 m). Par la suite cette charge décroît en 10 secondes à une valeur de -1 m. Pour les cycles 2 à 5, la charge reste constante au bas de la colonne; à chaque début de cycle, on applique un flux entrant au sommet de la colonne sur 10 secondes représentant une hauteur d'eau de 10 cm. Ce flux entrant sature le matériau fictif (en vert sur la figure 5.1) sur la moraine. L'eau pénètre ensuite lentement la surface de la moraine. Le matériau fictif permet donc une accumulation d'eau au sommet de la colonne. Plus de détails sont donnés plus loin.

Dans la version 2007 du code SEEP/W, une nouvelle contrainte a été ajoutée lors de l'application d'une fonction de charge hydraulique. En effet, lorsqu'on veut appliquer une fonction de charge h en fonction du temps, la condition suivante doit être respectée : si $h < y$ alors le débit sortant $Q_{\text{Sortant}}=0$ (dans la version 2004 de SEEP/W, cette condition était optionnelle). Pour contourner cette contrainte et appliquer une succion de 1 m au bas de nos colonnes, nous avons ajouté un matériau fictif (dans le modèle numérique) sous les rejets jusqu'à une profondeur de -1 m dans le modèle numérique. À la figure 5.1, on constate que la section de matériau fictif présente un diamètre plus grand que le tube capillaire. Des modélisations additionnelles (non montrées ici) ont été réalisées pour vérifier l'impact du diamètre du matériau fictif. On observe que cela a un léger impact sur les valeurs calculées des débits sortants. Comme cet élément a été constaté à la fin du projet il n'a pas été pris en considération. Pour les résultats présentés on a procédé à un ajustement pour que la position 0 corresponde toujours à la surface de la nappe phréatique. Les résultats des simulations seront présentés à l'aide d'Excel.

L'évaporation a été prise en compte indirectement afin d'obtenir une meilleure relation entre les données de laboratoire et les modélisations. Un récipient d'eau libre installé au laboratoire a permis d'évaluer l'évaporation potentielle moyenne sur la durée des cycles de drainage. Matin et soir on a mesuré la hauteur d'eau dans le récipient et la température de l'eau. La valeur moyenne obtenue est de 1,44 mm/jour. Cette valeur de l'évaporation devrait correspondre à l'évaporation maximale pouvant être observée dans la colonne lorsque le sol est saturé.

Normalement, l'évaporation devrait décroître progressivement en fonction de la succion observée dans le sol (ou du degré de saturation), et selon l'humidité relative et la température (Wilson et al., 1997). SEEP/W, (contrairement au logiciel VADOSE/W) n'offre pas l'option de calculer l'évaporation à partir des conditions ambiantes. Pour intégrer l'évaporation (sans compliquer le modèle), un flux sortant constant (de 1,44 mm/jour) a été appliqué au sommet de la colonne, comme cela a été fait par Aachib (1997) par exemple. Ce flux négatif a été appliqué à chaque début de cycle jusqu'au moment où l'on observait une désaturation de la couche de moraine. Cette durée correspond approximativement à 3,2 jours au premier cycle (colonne saturée) et à 2,6 jours pour les cycles subséquents. Si un flux d'évaporation était appliquée plus longtemps on observait des succions dans la couche de moraine très élevée qui peuvent influencer l'écoulement dans la colonne.

Tel que suggéré par Chapuis (2009), il peut être utile de représenter des conditions frontières moins usuelles à l'aide d'éléments "réservoir". Ce type d'élément permet de simuler des réservoirs d'eau qui peuvent libérer ou retenir de grand volume d'eau à charge hydraulique constante. Ceci est utile pour permettre l'accumulation d'eau en surface, comme cela a été fait par Apithy (2003), et pour représenter la burette de sortie au bas de la colonne qui sert à appliquer la succion. Notons aussi qu'il existe dans la version 2007 du logiciel SEEP/W une nouvelle fonction pour que l'eau s'accumule à la surface de la colonne ("ponding"). Cette fonction est applicable seulement en 2D (pas en axisymétrique). Lorsqu'on utilise l'option "ponding", il devient impossible d'appliquer un flux d'évaporation à la surface de la colonne. On a donc préféré utiliser le matériau fictif.

Les propriétés utilisées pour le matériau fictif sont celles suggérées par Chapuis (2009). Les fonctions utilisées sont présentées aux figures 5.2 et 5.3. Ce matériau fictif présente une

conductivité hydraulique très élevée (1 m/s) qui décroît très peu avec l'augmentation des succions. La courbe de rétention d'eau présente une teneur en eau de 1 à saturation et elle décroît linéairement dans un plan semi-log entre une succion de 0,001 et 0,1 mètre.

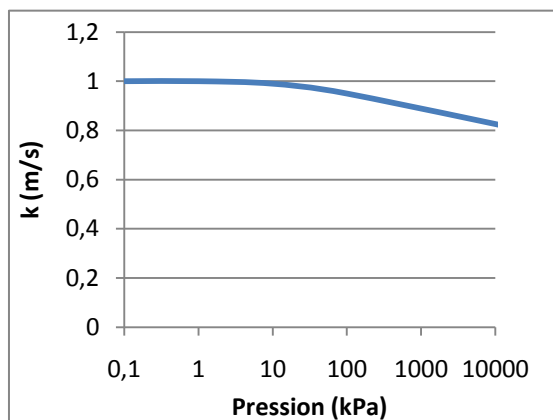


Figure 5-2 : Courbe de conductivité hydraulique du matériau fictif

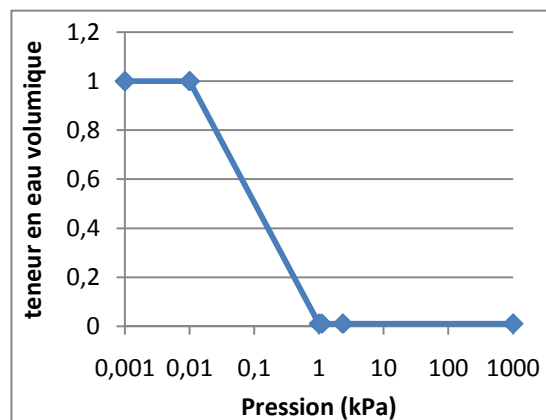


Figure 5-3 : Courbe de rétention d'eau du matériau fictif

5.1.2 Simulations avec les propriétés initiales

Les CRE et courbes de conductivité hydraulique non-saturée obtenues en laboratoire ne pouvaient être utilisées directement dans nos modèles car les indices des vides des matériaux dans les colonnes diffèrent de ceux des essais de laboratoire. Une correction selon l'indice des vides v à l'aide des modèles de prédiction présentés au chapitre 2 (i.e. modèles KCM et MK). Ces modèles de prédiction ont été validés pour les trois matériaux à l'aide des résultats des essais en laboratoire au chapitre 4 (voir sections 4.1.7 à 4.1.9). Les CRE et les courbes de conductivité hydraulique non-saturée sont présentées aux figures 5.4 et 5.5 pour la colonne S1G et aux figures 5.6 et 5.7 pour S2G. On voit que les AEV et les conductivités hydrauliques saturées des rejets et de la moraine sont très semblables. Les teneurs en eau à saturation ($\theta_s = n$) de la moraine sont toutefois plus faibles que celles des rejets (notamment à cause de la granulométrie plus étalée).

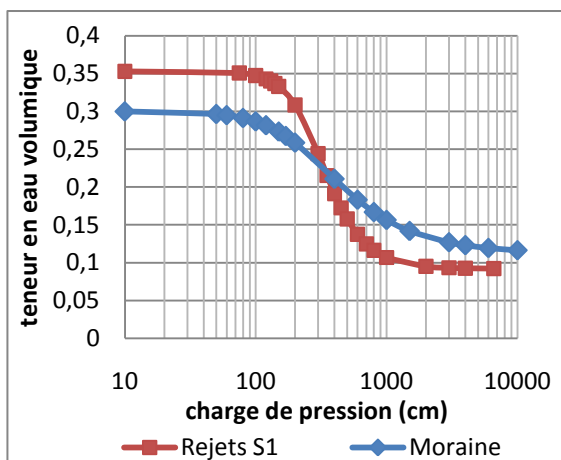


Figure 5-4 : Courbes de rétention d'eau de la moraine et des rejets S1 pour la colonne S1G

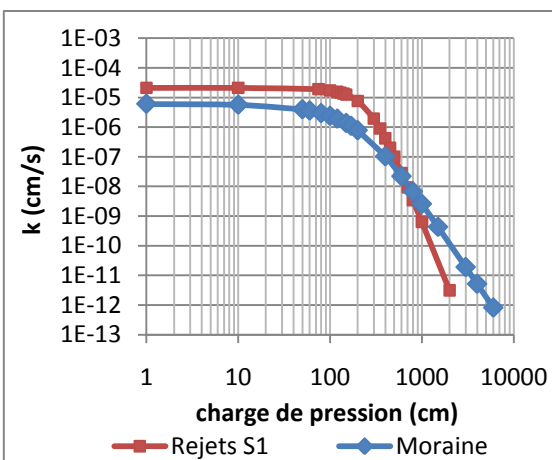


Figure 5-5 : Courbes de conductivité hydraulique de la moraine et des rejets S1 pour la colonne S1G

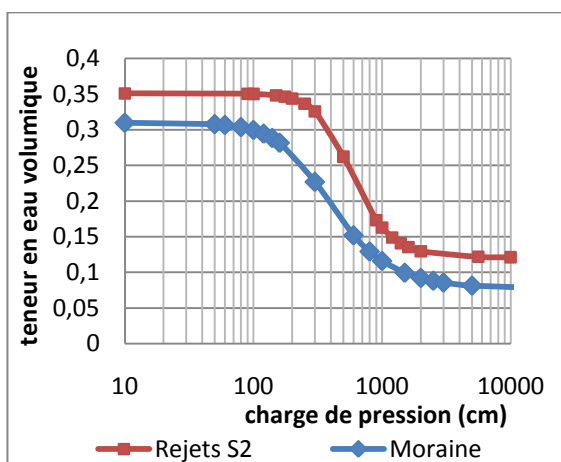


Figure 5-6 : Courbes de rétention d'eau de la moraine et des rejets S2 pour la colonne S2G

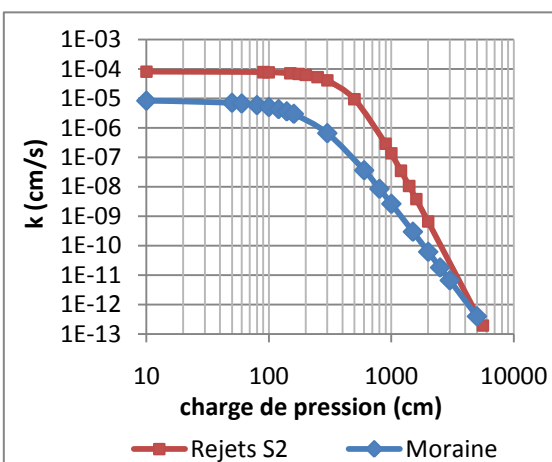


Figure 5-7 : Courbes de conductivité hydraulique de la moraine et des rejets S2 pour la colonne S2G

Les profils de teneurs en eau et de charge de pression simulés en fonction du temps sont présentés aux figures 5.8 et 5.9 pour la colonne S1G et aux figures 5.10 et 5.11 pour la colonne S2G, pour les cycles 1 et 2. Les résultats pour les colonnes S1G et S2G aux cycles 3 à 5 sont présentés en Annexe C (Modélisation). Sur ces figures, on voit que les profils de teneur en eau obtenus à l'aide de SEEP/W ne se comparent pas très bien aux valeurs expérimentales. Ceci pourrait indiquer que les propriétés utilisées dans le modèle numérique de départ ne correspondent pas à

celles des matériaux dans les colonnes. Par exemple, la figure 5.8 (premier cycle de drainage pour la colonne S1G), on voit que la couverture monocouche de moraine se désature plus dans les colonnes que selon le modèle numérique. À 40 jours, on voit qu'il y a un décalage important entre la valeur mesurée (triangle orange) et la simulation (ligne rouge).

À la figure 5.9, on observe qu'au second cycle de drainage de S1G, la resaturation de la couche de rejets est beaucoup plus marquée dans le modèle que celle observée en réalité. La couche de moraine se resature complètement selon les simulations, alors que les valeurs mesurées montrent que la moraine reste partiellement saturée au cours du cycle. Les valeurs mesurées des charges de pression sont également différentes des valeurs simulées, mais certains doutes existent sur les valeurs mesurées (voir section 4.2.2.3). Les capteurs ne semblent pas donner des valeurs fiables.

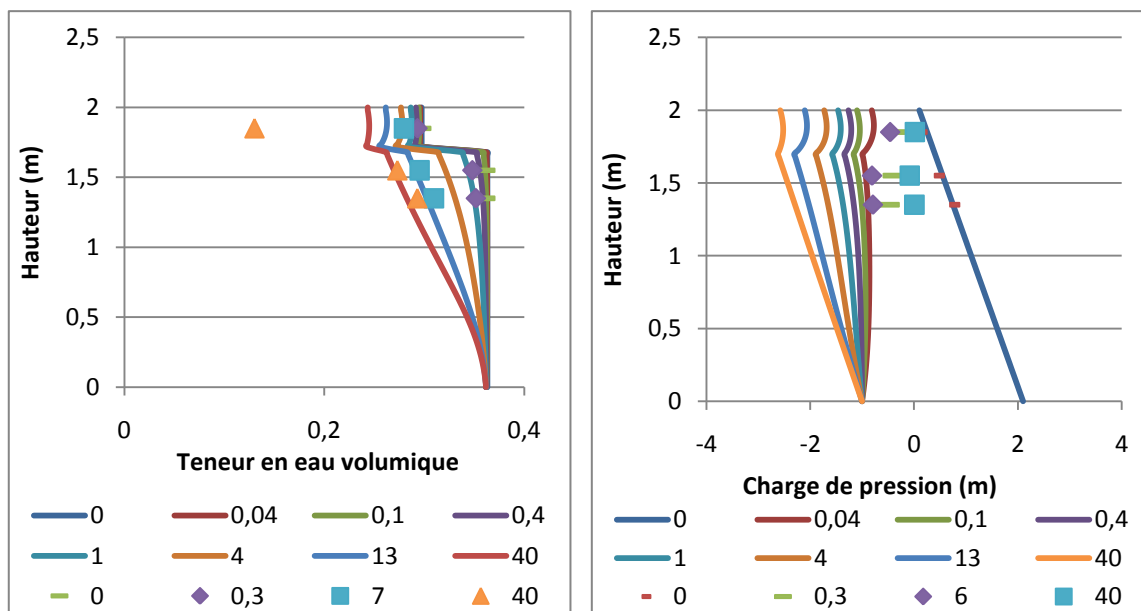


Figure 5-8 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le premier cycle de la colonne S1G obtenues avec SEEP/W (lignes), et valeurs mesurées dans les colonnes (points); pas de temps donnés en jour

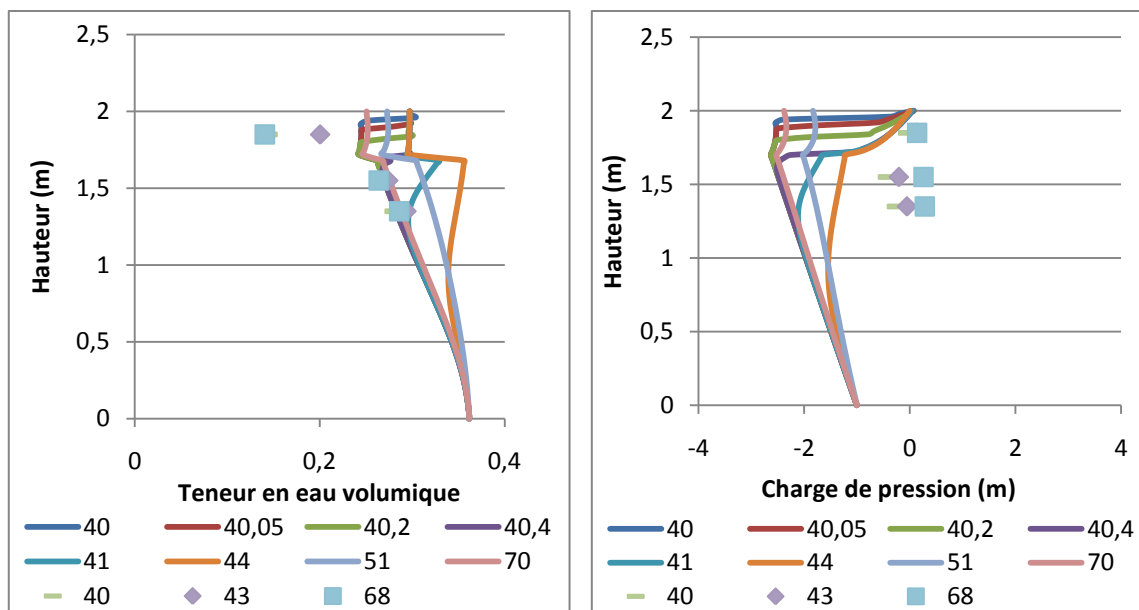


Figure 5-9 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le second cycle de la colonne S1G obtenues avec SEEP/W (lignes), et valeurs mesurées dans les colonnes (points); pas de temps donnés en jour

On voit sur la figure 5.10, qui présente le premier cycle de drainage pour la colonne S2G, que la couverture monocouche de moraine se désature plus dans la colonne que selon le modèle numérique. À 32 jours, il y a un décalage important entre la valeur mesurée (carré bleu) et la simulation (ligne rose). À la figure 5.11, on observe qu'au second cycle de drainage de S2G, la resaturation de la couche de rejets est beaucoup plus grande selon les simulations que celle observée en réalité. Les valeurs mesurées des charges de pression sont aussi très différentes des simulations.

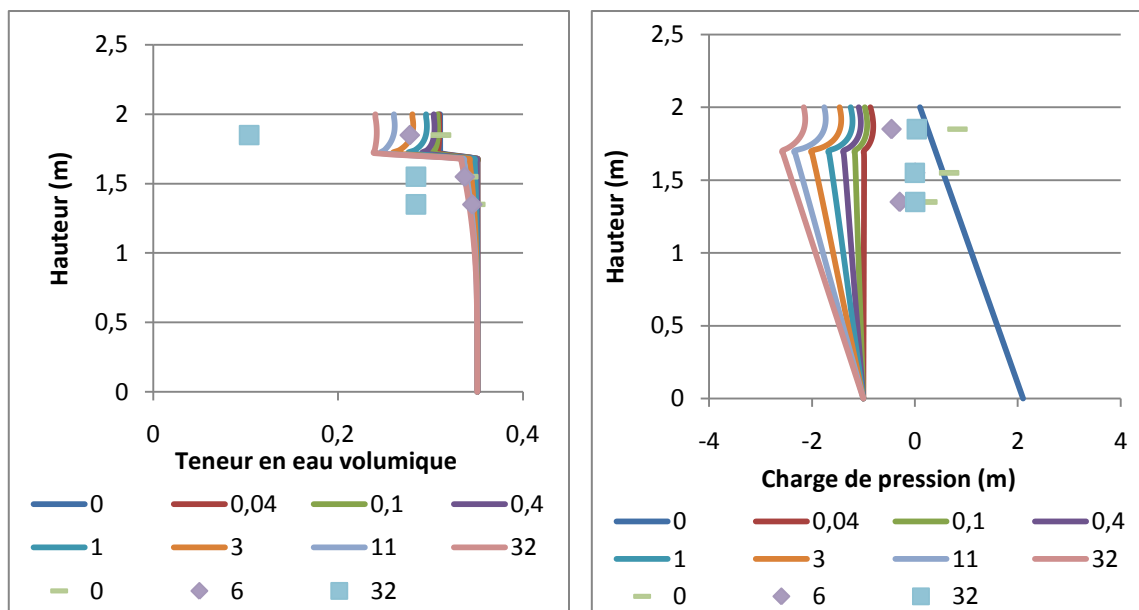


Figure 5-10 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le premier cycle de la colonne S2G obtenues avec SEEP/W (lignes), et valeurs mesurées dans les colonnes (points); pas de temps donnés en jour

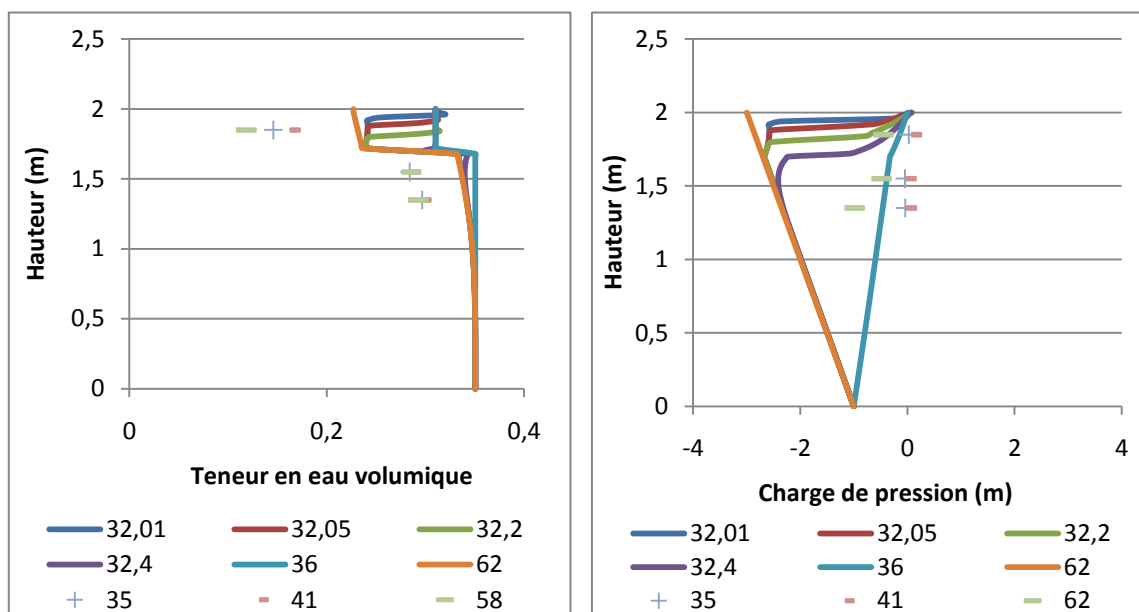


Figure 5-11 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le second cycle de la colonne S2G obtenues avec SEEP/W (lignes), et valeurs mesurées dans les colonnes (points); pas de temps donnés en jour

Une analyse du décalage entre les résultats simulés et mesurés indique que celui-ci pourrait être engendré par une surestimation de l'AEV avec le modèle de prédiction MK et à l'incertitude sur la conductivité hydraulique saturée et non-saturée. Tel qu'il a été mentionné précédemment, ces modèles de prédiction ne seraient pas totalement fiables pour les sols avec des granulométries très étalées comme dans le cas de la moraine et plus particulièrement dans le cas d'indices des vides très faibles. On a vu à la section 4.1.8, que le modèle MK avait tendance à surestimer l'AEV de la moraine et le modèle KCM sous-estimait sa conductivité hydraulique saturée. De plus dans le cas de la colonne S1G, l'indice des vides utilisé dans les premières simulations ne correspondait pas à celui dans la colonne en raison de la consolidation des rejets. La consolidation a été mesurée au début de chaque cycle avant d'ajouter l'eau. L'indice des vides des rejets a alors été recalculé. Le tassement observé est d'environ 3 cm de sorte que l'indice des vides des rejets diminue de 0,57 à 0,54. On peut considérer que la consolidation est nulle dans le cas de la moraine.

Aucun tassement n'a été mesuré sur la colonne S2G, ce qui vient probablement du mode de mise en place avec des paliers de consolidation plus long.

Les tensiomètres ont souvent donné des réponses qui ne correspondaient pas à ce qui était attendu. Le décrochage dans les mesures de ψ après quelques jours pourrait être dû à des problèmes de cavitation dans les capteurs. Notre étude se concentre donc sur les résultats donnés par les sondes TDR qui semblent plus cohérents avec ce qui est anticipé.

5.1.3 Ajustement des propriétés des matériaux

Afin que les résultats obtenus avec le modèle numérique correspondent mieux aux données mesurées, on a modifié les propriétés hydriques des matériaux (i.e. la conductivité hydraulique saturée et l'AEV des matériaux). L'objectif était d'obtenir le meilleur calage possible entre les valeurs mesurées en colonne et les résultats obtenus grâce aux simulations, tout en conservant des propriétés hydriques réalistes (basées sur les prédictions et les résultats obtenus en laboratoire). Le tableau 5.1 présente les propriétés ajustées des matériaux (rejets S1, rejets S2 et la moraine) qui répondent à ces objectifs.

Tableau 5-1 : Valeurs initiales et finales des propriétés hydrogéologiques des rejets et de la moraine

	k_s (cm/s)		α		AEV (cm)	
	initiale	finale	initiale	finale	initiale	finale
Rejets S1	2,10E-05	5,00E-05	0,0035	0,0038	180	175
Rejets S2	8,05E-05	3,00E-05	0,0020	0,0035	250	180
Moraine dans S1G	6,07E-06	2,00E-05	0,0040	0,0130	90	30
Moraine dans S2G	8,47E-06	1,50E-05	0,0035	0,0093	150	55

Pour estimer la variation de la conductivité hydraulique saturée des rejets S1 et S2 et de la moraine, on s'est basé sur la plage donnée par les méthodes de prédictions de Kozeny-Carman et de Kozeny-Carman modifié. Pour l'AEV de la moraine, on a utilisé le modèle descriptif de van Genuchten (1980) en faisant varier le facteur alpha (α) qui est environ égale à $1/AEV$.

Le tableau 5.2 présente les valeurs de conductivité hydraulique ajustées (valeurs finales) et celles prédites par les modèles de Kozeny-Carman (KC) et de Kozeny-Carman modifiée (KCM) pour l'indice des vides observé dans les colonnes.

Tableau 5-2 : Comparaison entre les conductivités hydrauliques du modèle, celles prédites par le modèle de Kozeny-Carman et par le modèle de Kozeny Carman modifié

	e_{moy}	k_s , final (cm/s)	k_{KCM} , Modèle KCM (cm/s)	k_{KC} , Modèle KC (cm/s)	Ratio k_s/k_{KCM}	Ratio k_s/k_{KC}
Rejets S1 dans S1G	0,54	5,00E-05	2,01E-05	8,84E-05	2,5	0,6
Rejets S2 dans S2G	0,54	3,00E-05	1,21E-05	8,05E-05	2,5	0,4
Moraine dans S1G	0,42	2,00E-05	6,11E-06	6,67E-05	3,3	0,3
Moraine dans S2G	0,45	1,50E-05	8,47E-06	2,44E-04	1,8	0,06

Les figures 5.12 et 5.13 comparent graphiquement les valeurs de conductivité hydraulique initiales (correspondant aux figures 5.4 à 5.7), finales (correspondant aux figures 5.14 à 5.17), et prédites par KC et KCM. Pour la moraine (dans les colonnes S1G et S2G), les conductivités hydrauliques saturées ont été augmentées pour obtenir une désaturation plus rapide du recouvrement monocouche tel qu'observé dans les colonnes. Les figures 5.13 (b) et 5.14 (b) montrent que les valeurs de k_s se trouvent dans la gamme correspondant aux deux modèles de

prédictions. Pour les rejets miniers S1, la conductivité hydraulique a été augmentée alors que pour les rejets S2 elle a été diminuée. Dans les deux cas on reste près des prédictions données par KC et KCM. Chapuis et Aubertin (2003) montrent que le modèle de KC engendre une précision de l'ordre de 1/3 à 3 fois la valeur mesurée (pour des sols naturels). Pour les rejets miniers, ces modèles présentent généralement une précision de l'ordre de $\pm 0,5$ à 1 ordre de grandeur (Bussière, 2007).

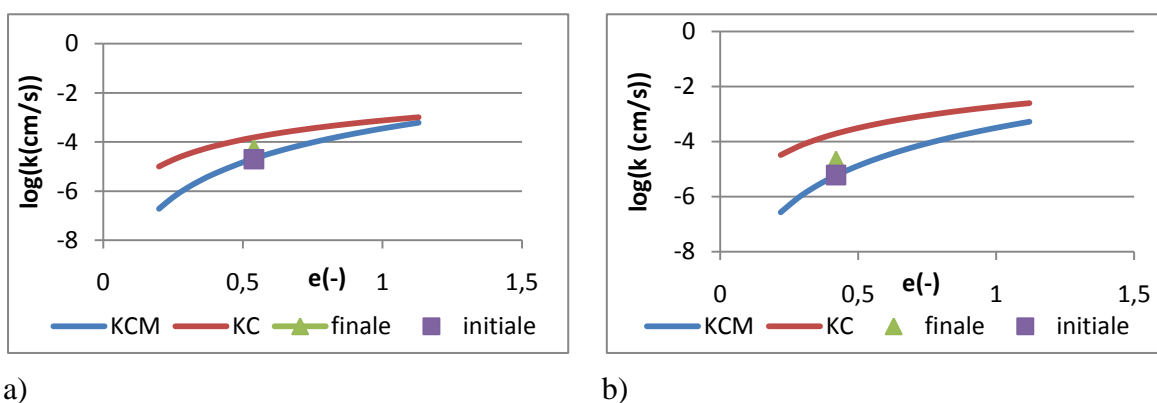


Figure 5-12 : Comparaison entre la conductivité hydraulique saturée initiale, finale (ajustée) et les valeurs prédites par KCM et KC pour les rejets S1 (a) et pour la moraine (b) de la colonne S1G

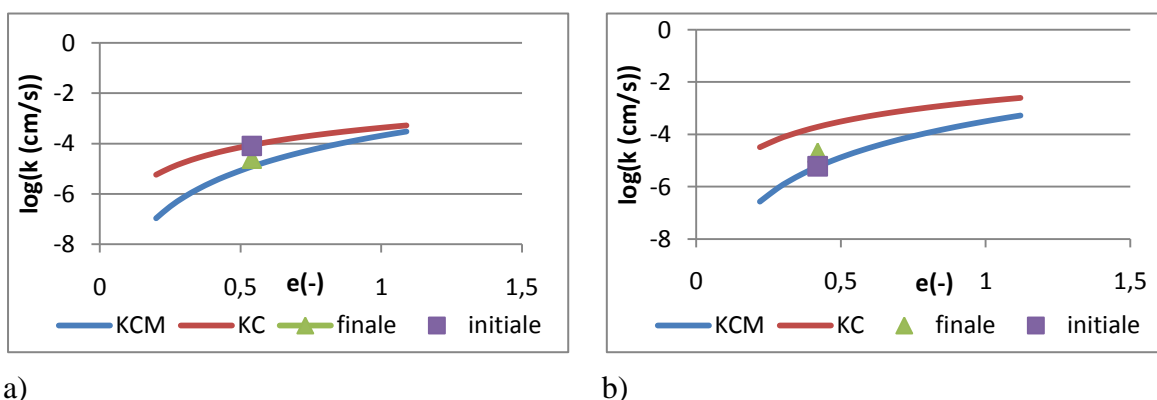


Figure 5-13 : Comparaison entre la conductivité hydraulique saturée initiale, finale (ajustée) et les valeurs prédites par KCM et KC pour les rejets S2 (a) et pour la moraine (b) de la colonne S2G

Les figures 5.15 à 5.18 présentent les CREs et les courbes de conductivité hydraulique non saturée des rejets et de la moraine ajustées à partir des données mesurées en colonne (à comparer avec les fonctions initiales montrées aux figures 5.4 à 5.7). Ces fonctions modifiées sont utilisées dans les simulations présentées dans la suite du chapitre.

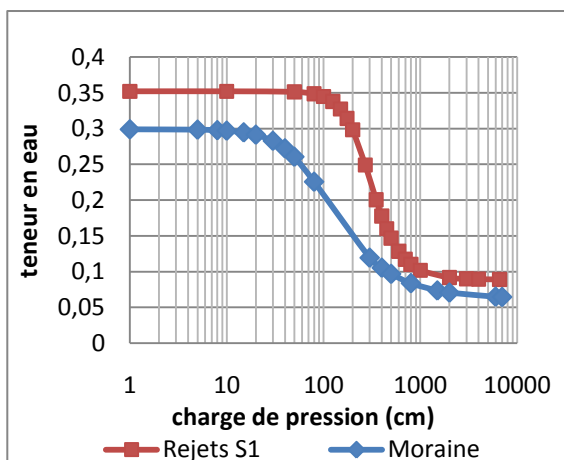


Figure 5-14 : Courbes de rétention d'eau de la moraine et des rejets S1 ajustées

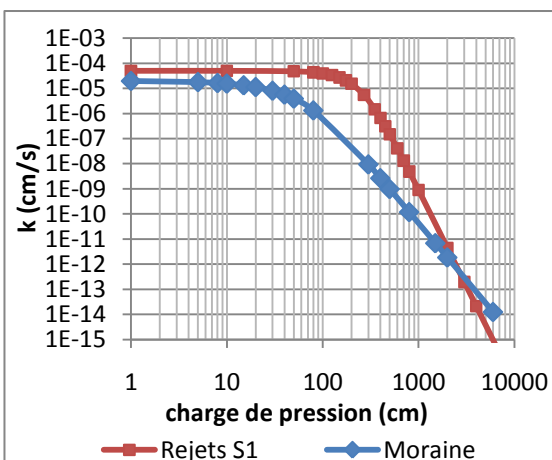


Figure 5-15 : Courbes de conductivité hydraulique non saturée de la moraine et des rejets S1 ajustées

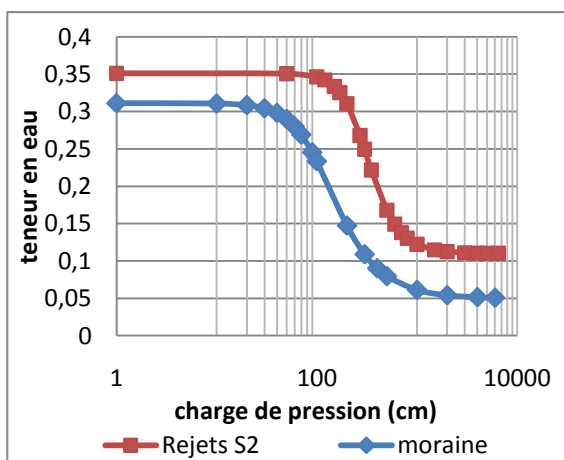


Figure 5-16 : Courbes de rétention d'eau des rejets S2 et de la moraine ajustées

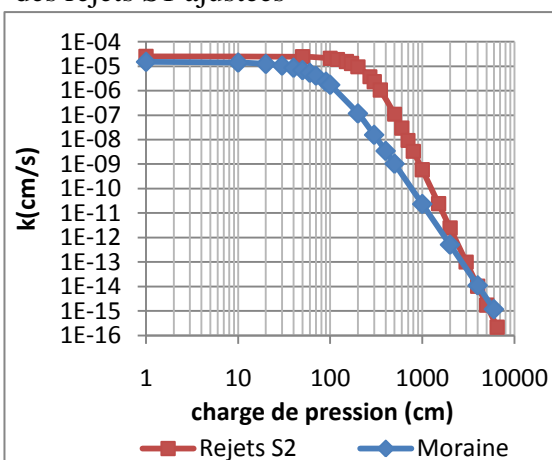


Figure 5-17 : Courbes de conductivité hydraulique non saturée des rejets S2 de la moraine ajustées

5.1.4 Simulations avec les propriétés ajustées

Les figures 5.18 et 5.21 montrent les résultats expérimentaux pour les essais réalisés dans les colonnes S1G et S2G et les modélisations numériques obtenues avec les propriétés ajustées. On voit que les résultats des modélisations sont beaucoup plus proches des teneurs en eau observées que précédemment. Les teneurs en eau initiales, finales et l'évolution de la saturation sont très semblables entre les essais et les modélisations. En particulier pour le second cycle, les tendances

entre les valeurs mesurées en colonne et les simulations sont très similaires. La couche de moraine se resature de façon plus marquée alors que la teneur en eau dans les rejets varie peu.

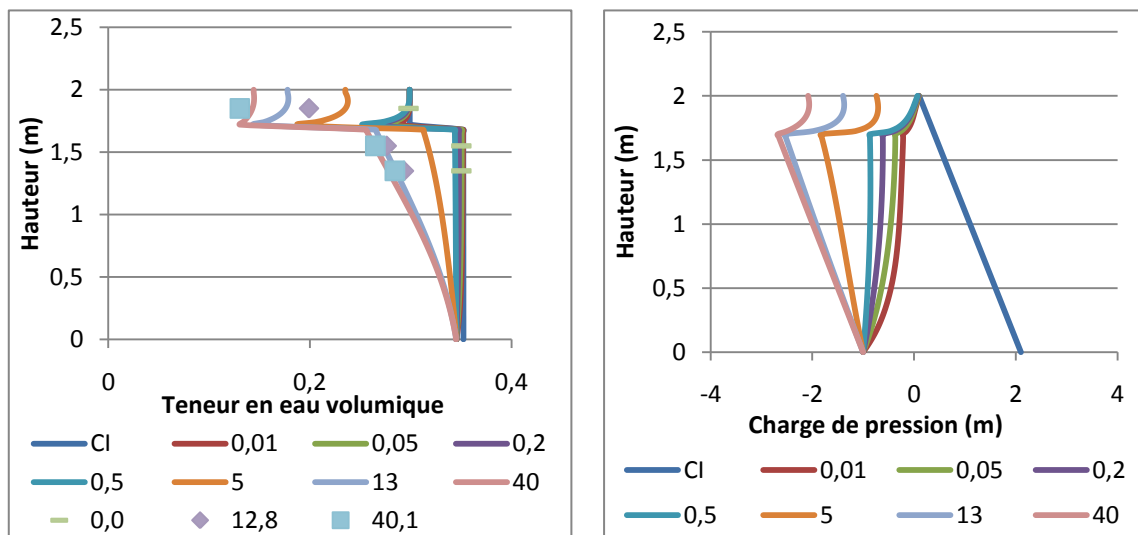


Figure 5-18 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le premier cycle dans la colonne S1G simulé avec SEEP/W (lignes) avec les propriétés ajustées, et les valeurs mesurées (points); pas de temps donnés en jour

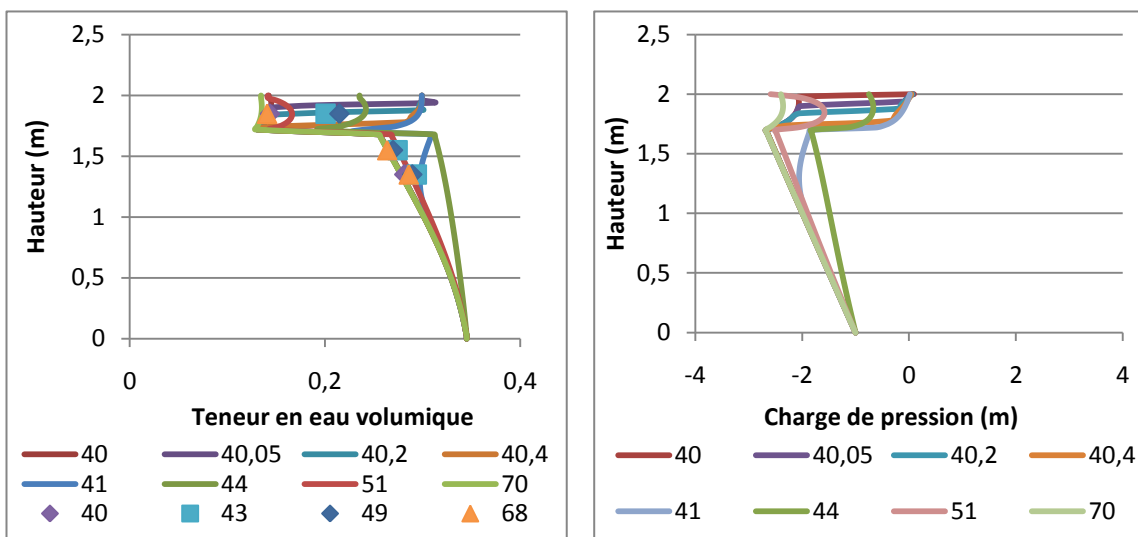


Figure 5-19 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le second cycle dans la colonne S1G simulé avec SEEP/W (lignes) avec les propriétés ajustées, et les valeurs mesurées (points); pas de temps donnés en jour

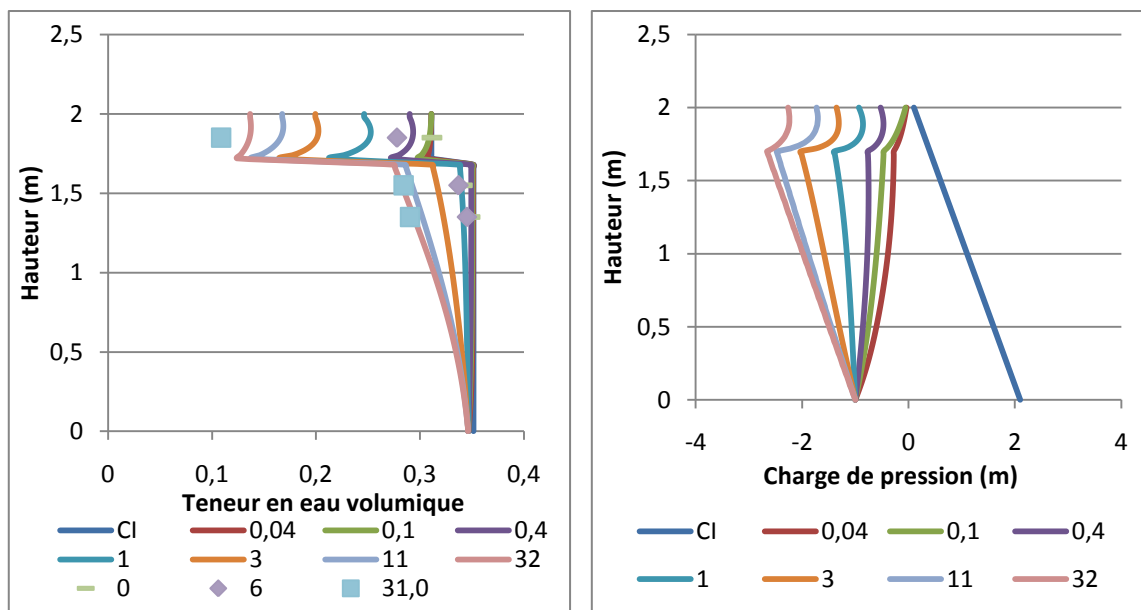


Figure 5-20 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le premier cycle dans la colonne S2G simulé avec SEEP/W (lignes) avec les propriétés ajustées, et les valeurs mesurées (points); pas de temps donnés en jour

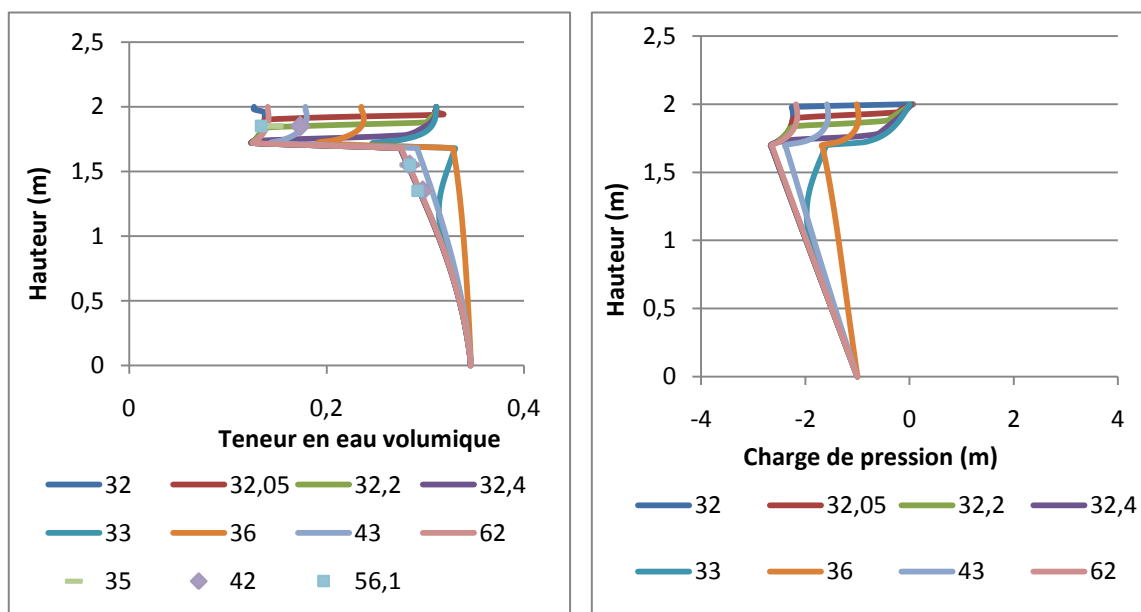


Figure 5-21 : Évolution des teneurs en eau et des charges de pression pour le second cycle dans la colonne S2G simulé avec SEEP/W (lignes) avec les propriétés ajustées, et les valeurs mesurées (points); pas de temps donnés en jour

5.1.5 Débits de sortie

Le tableau 5.3 présente les débits sortants observés lors des essais en colonne et ceux obtenus des simulations. Dans ce dernier cas, les débits sont calculés à partir des vitesses (selon y) du lixiviat au bas de la colonne (donnés par SEEP). On voit que les valeurs sont assez proches sauf pour le premier cycle de drainage de S1G où les débits mesurés sont inférieurs de 1000 ml à ceux simulés. Au tableau 4.15, on voit que les taux de récupération sont faibles au premier cycle de drainage (33,3 % pour S1G et 49,3% pour S2G) ce qui est conséquent avec ce qui est observé dans les simulations. Pour les cycles subséquents les taux de récupération varient de 69,5 % à 93%.

Tableau 5-3 : Débits sortants totaux pour les essais en colonnes et selon les modèles numériques

Colonne	Cycle	Durée (jours)	Débit total (ml)	Débit modèle (ml)
S1G	1	47	1535	2474
	2	29	1122	1291
	3	27	1070	1330
	4	20	1465	1255
	5	30	1255	1446
S2G	1	32	1896	1741
	2	29	1178	1253
	3	27	1128	1285
	4	20	1272	1250
	5	30	1266	1332

Les figures 5.22 et 5.23 comparent l'évolution des débits cumulés pour les essais en colonnes et les simulations. On voit une bonne concordance pour les cycles 2 à 5. Par contre pour le cycle 1 on observe une différence de débit d'environ 1000 ml tel que présenté au tableau 5.3. Les formes des courbes sont similaires.

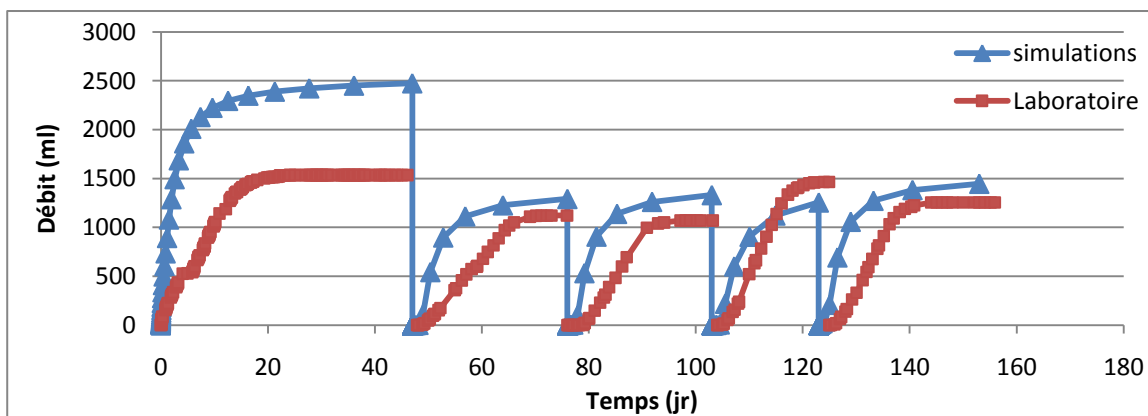


Figure 5-22 : Évolution des débits sortants au cours des 5 cycles de mouillage-drainage pour la colonne S1G (valeurs mesurées et simulées)

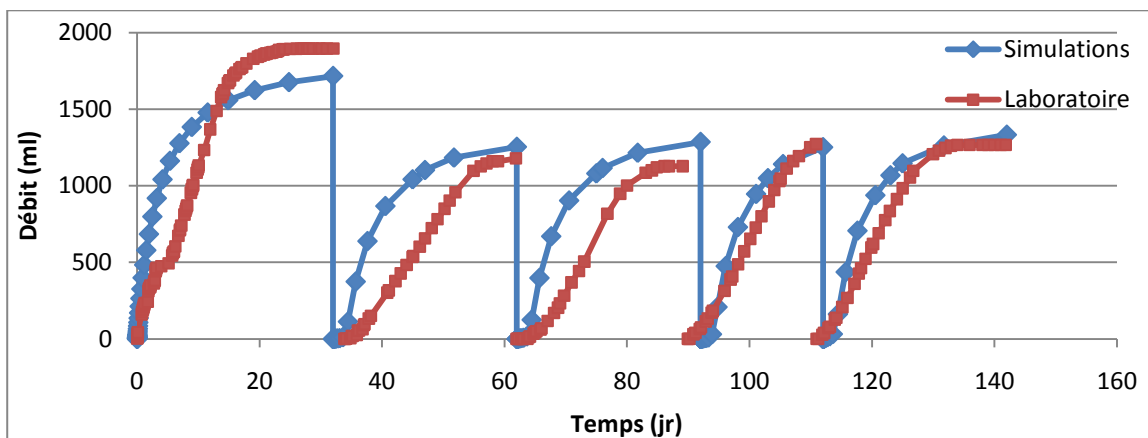


Figure 5-23 : Évolution des débits sortants au cours des 5 cycles de mouillage-drainage pour la colonne S2G (valeurs mesurées et simulées)

Malgré les écarts, on considère que le modèle numérique décrit bien le comportement des résidus dans les colonnes de laboratoire. Remarquons ici que notre analyse se repose sur l'hypothèse que les écarts entre le modèle et les colonnes proviennent essentiellement du fait que les propriétés ne sont pas tout à fait représentatives. Il est toutefois possible qu'une partie des écarts observés soit aussi attribuable au choix des conditions frontières imposées avec le logiciel SEEP/W (qui n'offre pas autant de fonctionnalité qu'un logiciel tel Vadose/W).

Ce cas de référence sera utilisé dans la section suivante afin d'évaluer l'impact de différents paramètres sur la réponse des résidus et du recouvrement.

5.2 Simulations de l'effet des paramètres d'influence

Le cas de référence (modèle numérique représentant les colonnes) présenté plus haut, est utilisé afin d'évaluer l'influence de certains paramètres qui sont modifiés pour étudier leur impact sur la réponse du système. Le tableau 5.4 présente les 13 cas étudiés pour S1G. Les mêmes 13 cas ont été étudiés avec S2G et sont présentés en Annexe E (Modélisation/S2). Les deux premiers cas évaluent l'impact de l'épaisseur du recouvrement, les cas 3 à 6 étudient l'impact de la granulométrie de la moraine et les cas 7 à 13 étudient l'impact de la profondeur de la nappe. La granulométrie appelée "Référence" est présentée précédemment (figures 5.14 à 5.17) et correspond à la granulométrie que l'on retrouve dans les colonnes. La profondeur de nappe de 2,7 m correspond à celle du modèle physique (i.e. les colonnes).

Tableau 5-4 : Description des différents cas modélisés

	Variante	Profondeur de la nappe sous les rejets (m)	Épaisseur du recouvrement (m)	Moraine
Cas référence (colonne)	(-)	2,7	0,3	Référence
Cas 1	Épaisseur	2,7	1	Référence
Cas 2	Épaisseur	2,7	2	Référence
Cas 3	Granulométrie du recouvrement	2,7	1	très fine
Cas 4	Granulométrie du recouvrement	2,7	1	fine
Cas 5	Granulométrie du recouvrement	2,7	1	moyenne
Cas 6	Granulométrie du recouvrement	2,7	1	grossière
Cas 7	Profondeur de la nappe	1	1	Référence
Cas 8	Profondeur de la nappe	1,5	1	Référence
Cas 9	Profondeur de la nappe	2	1	Référence
Cas 10	Profondeur de la nappe	2,7	1	Référence
Cas 11	Profondeur de la nappe	5	1	Référence
Cas 12	Profondeur de la nappe	10	1	Référence
Cas 13	Profondeur de la nappe	15	1	Référence

5.2.1 Description du modèle utilisé

Afin d'évaluer l'influence des différents paramètres sur la solution de restauration, on a modifié le modèle de départ (présenté à la figure 5.1) afin de représenter des conditions plus proches de celles retrouvées sur le terrain. La figure 5.24 présente le nouveau modèle utilisé. Le modèle est axisymétrique. Il est constitué de deux régions et comprend 310 nœuds et 154 éléments de $0,255 \text{ m}^2$. Deux matériaux sont représentés : la moraine (en jaune) et les rejets miniers (en gris). Dans ces simulations, le matériau fictif au bas de la colonne a été remplacé par des rejets miniers (S1 ou S2) et il a été retiré au sommet de la couche de moraine. L'évaporation n'a pas été considérée puisqu'on ne connaît pas son ampleur sur le terrain; l'effet de la radiation solaire, du vent et de la végétation a donc été ignoré. Les résultats présentés ici tendent ainsi à surévaluer quelque peu les valeurs de teneur en eau; en ce sens notre approche n'est pas nécessairement conservatrice (les résultats présentés ne représentent pas les pires scénarios).

Un seul cycle de drainage de 56 jours est réalisé. Cette durée correspond à une sécheresse prolongée pour la région de l'Abitibi (e.g. Aubertin et al., 1996; Aachib, 1997). La colonne est initialement saturée avec un niveau d'eau qui se trouve au sommet de la couche de moraine (trait pointillé bleu au sommet de la colonne figure 5.24). On a imposé une fonction de charge h en fonction du temps au bas de la colonne (trait vert au bas de la colonne). Initialement, la valeur de h correspond à la hauteur d'eau puis elle est réduite à 0 en 10 secondes. Pour les cas 1 à 5, la nappe est placée à 2,7 mètres de profondeur (sous l'interface rejet-moraine) comme dans les colonnes. Les propriétés des rejets dans la colonne sont les propriétés ajustées présentées aux figures 5.14 à 5.17.

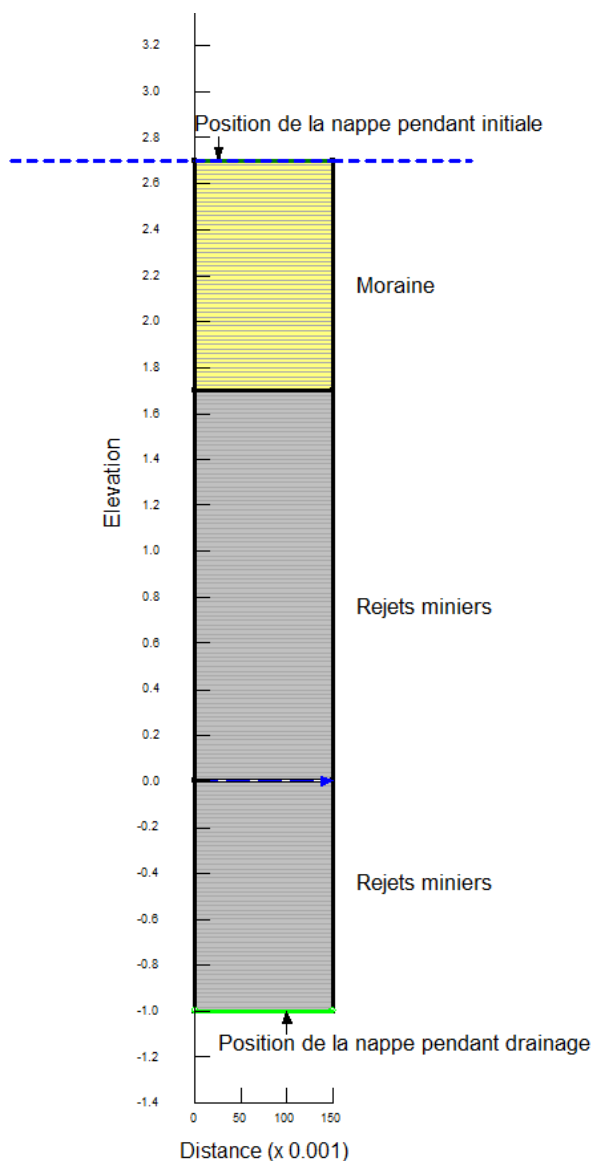


Figure 5-24 : Modèle utilisé pour simuler diverses conditions typiques du site minier

Pour chaque cas, les profils de teneur en eau et de charge de pression sont présentés pour chaque cas à divers pas de temps en jour (indiqués au bas de la figure). Un tableau récapitulatif présente les degrés de saturation moyens et les degrés de saturation réduits S_{re} (équation 2.23) à 56 jours dans la couverture de moraine, les degrés de saturation des rejets à l'interface avec la moraine et les coefficients de diffusion moyens dans la couverture de moraine. Le degré de saturation moyen est obtenu en faisant une moyenne des teneurs en eau volumique données à chaque nœud du modèle divisé par la porosité ($S_r = \theta/n$). Le coefficient de diffusion D_e moyen n'est pas une

moyenne pondérée mais plutôt une valeur obtenue à partir du degré de saturation S_r moyen. Ces valeurs sont donc conservatrices (D_e est plus élevé ici que lorsque calculé avec une moyenne pondérée; voir Mbonimpa et al., 2003). Le degré de saturation réduit S_{re} donne le degré de saturation du matériau par rapport à sa teneur en eau résiduelle θ_r . Ainsi lorsque le matériau est désaturé (charge de pression > WEV (water entry value)), le degré de saturation réduit devrait être égal à 0. Lorsque le degré de saturation réduit est près de 0, la conductivité hydraulique devrait être très faible de sorte que l'eau peut difficilement migrer vers le haut ou vers le bas.

Seuls les résultats correspondant aux rejets S1 sont présentés dans ce chapitre car les profils obtenus sont généralement similaires pour les rejets S2. Les modélisations avec les rejets S2 sont présentées en Annexe E (modélisation/S2).

5.2.2 Influence de l'épaisseur de la couverture de moraine : Cas 1 et 2

Les simulations permettent d'évaluer l'influence de différents paramètres sur le comportement du système des rejets avec la couverture monocouche. Nous nous intéressons d'abord à l'effet de l'épaisseur de la couverture. Dans les colonnes, l'épaisseur de la moraine est de 30 cm. Sur le terrain, cette épaisseur semble varier entre 1 et 2 mètres selon les endroits. Les deux épaisseurs, 1 m (Cas 1) et 2 m (Cas 2) sont simulées. Le modèle utilisé est celui décrit à la section 5.2.1 : colonne initialement saturé, 56 jours de drainage, position de la nappe 2.7 m, granulométrie de la moraine "référence" épaisseur du recouvrement variable. Les caractéristiques importantes pour ces deux cas sont présentées au tableau 5.4.

La figure 5.25 présente les profils de teneur en eau et de charge de pression pour des couvertures de 1 m et de 2 m d'épaisseur aux différents pas de temps (indiqués au bas de la figure). Toute la colonne est initialement saturée. On observe à 56 jours un petit écart entre les teneurs en eau volumiques de la moraine selon l'épaisseur. Pour une épaisseur de 2 m, la teneur en eau volumique moyenne θ est de 0,197 alors que pour 1 m, la valeur de θ est de 0,178. Les profils de pression sont très semblables dans les deux cas à 56 jours.

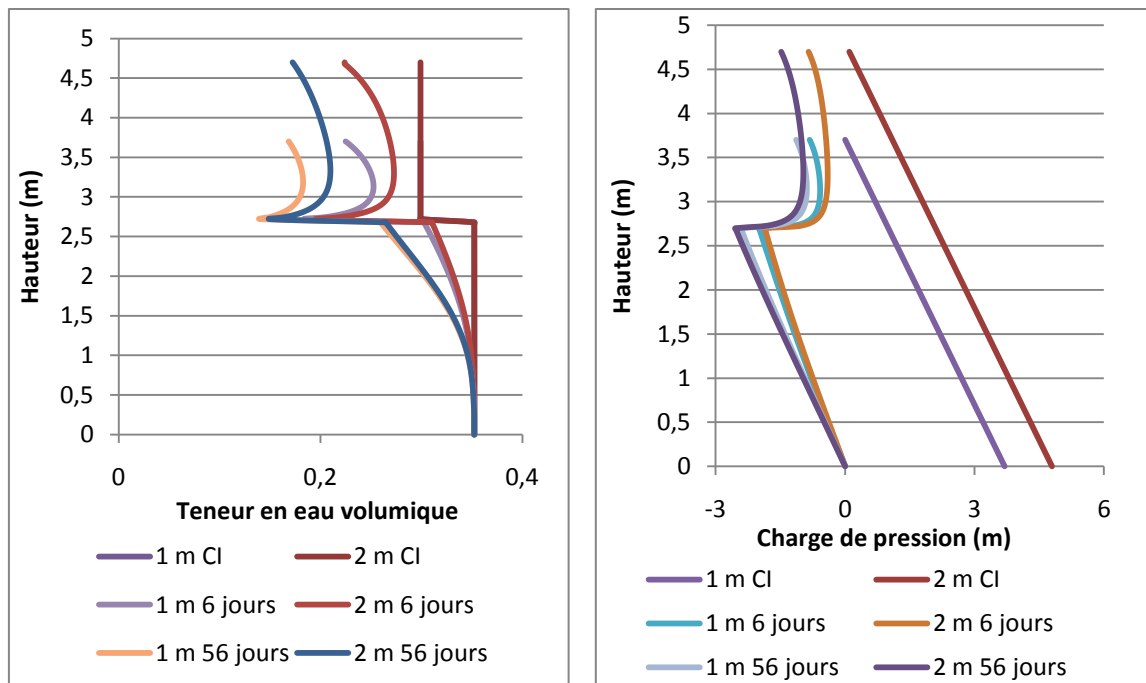


Figure 5-25 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour les cas 1 et 2

Le tableau 5.4 présente les degrés de saturation moyens et les degrés de saturation réduits S_{re} de la moraine après 56 jours de drainage, le degré de saturation dans les rejets à l'interface avec la moraine et les coefficients de diffusion moyens dans la moraine. Les coefficients de diffusion D_e ont été calculés à partir des degrés de saturation moyens à 56 jours dans le recouvrement. Les degrés de saturation au sommet des rejets sont semblables dans le cas d'un recouvrement de 1 m et de 2 m d'épaisseur (74 % et 75 %). Tel que souligné précédemment, le recouvrement de 2 m ($S_r = 65,7\%$) est légèrement plus saturé que celui de 1 m ($S_r = 58,5\%$). On note aussi une différence dans les degrés de saturation réduit S_{re} pour le recouvrement de 1m et de 2 m, avec une désaturation plus marquée pour un recouvrement de 1 m. Pour les deux épaisseurs, le degré de saturation réduit reste relativement élevé ($S_{re} > 0$). Les coefficients de diffusion moyen D_e sont très similaires pour les deux épaisseurs ($D_e = 2,2 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ pour 1 m et $D_e = 1,3 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ pour 2 m). Dans les deux cas, les degrés de saturation sont trop faibles pour que le recouvrement agisse comme une barrière à l'oxygène efficace ($S_r \ll 85 \%$). De plus, les degrés de saturation réduit S_{re} sont trop élevés pour permettre au recouvrement de bien contrôler l'évaporation.

Tableau 5-5 : Degrés de saturation moyens et teneurs en eau réduites dans la couverture de moraine après 56 jours de drainage, degrés de saturation des rejets à l'interface avec la moraine et coefficients de diffusion moyens du recouvrement pour les deux épaisseurs de monocouche étudiées

CAS	S_r moyen de la monocouche à 56 jours (%)		S_r au sommet des rejets à 56 jours (%)		D_e dans le recouvrement monocouche (m^2/s)		S_{re} de la couche de moraine à 56 jours (%)	
	S1G	S2G	S1G	S2G	S1G	S2G	S1G	S2G
1	58	48	74	80	2,20E-07	4,40E-07	44,4	33,0
2	66	63	76	82	1,26E-07	1,60E-07	54,1	52,8

Ainsi un recouvrement d'une épaisseur de 2 m ne serait pas avantageux par rapport à une épaisseur de 1 m. Il est plus coûteux mais pas significativement plus efficace pour contrôler le mouvement de l'eau ou de l'oxygène.

5.2.3 Influence des propriétés du recouvrement : Cas 3, 4, 5 et 6

Afin d'évaluer l'influence des propriétés du recouvrement, quatre scénarios ont été choisis pour représenter diverses conditions observées sur le site minier. Le modèle utilisé est celui décrit à la section 5.2.1 : colonne initialement saturé, 56 jours de drainage, profondeur de la nappe à 2.7 m, épaisseur du recouvrement 1 m. Les variables importantes des quatre cas sont présentées au tableau 5.4. Les résultats pour les rejets S2 ne sont pas présentés puisqu'ils sont très similaires à ceux de S1, ils peuvent être trouvés en ANNEXE E (Modélisation/S2).

L'échantillonnage réalisé au printemps 2008 sur la couverture de moraine a permis de déterminer ses propriétés géotechniques de base, tel que présenté au chapitre 4. La figure 5.26 présente le fuseau granulométrique de la moraine. Cette figure montre l'enveloppe du fuseau considérée pour cette étude (en noir) et un cas particulier présentant une plus grande proportion de fine (trait pointillé rouge). Les courbes granulaires atypiques n'ont pas été considérées pour l'analyse. À partir de ces données et à l'aide des modèles de prédictions de MK et de KCM (présentés au chapitre 2) on a pu déterminer les CREs et les courbes de conductivité hydraulique non saturée.

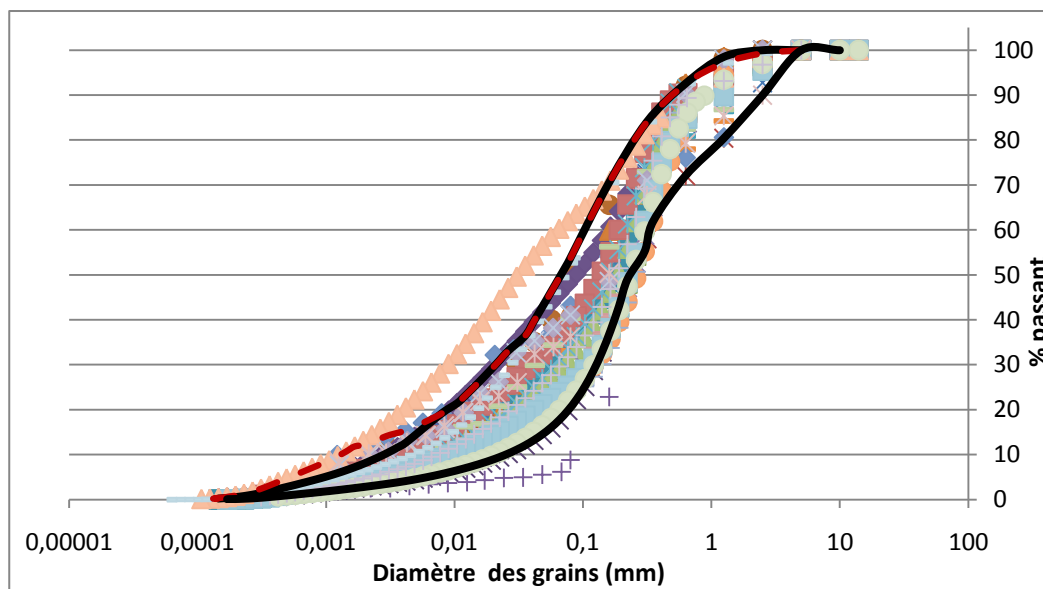


Figure 5-26 : Fuseau granulométrique de la moraine et courbes granulométriques utilisées pour la granulométrie fine et grossière des modélisations (lignes noires) et pour la granulométrie très fine (ligne pointillée rouge)

Tableau 5-6: Propriétés géotechniques de base pour les 4 cas étudiés

CAS	D_{10} (cm)	C_U	e	granulométrie
Référence	0,043	43	-	-
3	0,0013	83	0,5	très fine
4	0,003	39	0,5	fine
5	0,008	22	0,5	moyenne
6	0,023	14	0,5	grossière

Les caractéristiques considérées pour les quatre cas sont présentées au tableau 5.6. Le cas 3 est un cas particulier. Le haut de la courbe granulométrique est semblable à celui du cas 4 mais il présente une portion de particules fines plus importante, avec un D_{10} de 0,0013 cm et un C_U d'environ 85. Le cas 4 est basé sur la granulométrie fine avec un D_{10} de 0,003 cm et un C_U de 39. Le cas 6 est la granulométrie la plus grossière avec un D_{10} de 0,023 cm et un C_U de 14. Le cas 5 est le cas moyen avec un D_{10} de 0,08 cm et un C_U de 22,5. Le C_U de la courbe moyenne a été déterminé à partir du D_{10} et du D_{60} moyen. L'indice des vides est égal à 0,5 (soit $n = 0,33$) ce qui correspond à la valeur moyenne observée dans les colonnes. Les figures 5.27 à 5.30 présentent les CREs et les courbes de conductivité hydraulique non-saturée pour les 4 cas. Le cas 3 présente

une granulométrie très fine avec un AEV d'environ 1000 cm et une conductivité hydraulique saturée de $1,5 \times 10^{-6}$ cm/s. Pour le cas 4 (granulométrie fine) l'AEV est d'environ 300 cm et la conductivité hydraulique saturée est de $5,48 \times 10^{-6}$ cm/s. Le cas 5 (granulométrie moyenne) correspond à un AEV de 80 cm et une conductivité hydraulique saturée de $4,1 \times 10^{-5}$ cm/s. Finalement, pour le cas 6 (granulométrie la plus grossière) l'AEV est de 40 cm et la conductivité hydraulique saturée est de $9,25 \times 10^{-5}$ cm/s.

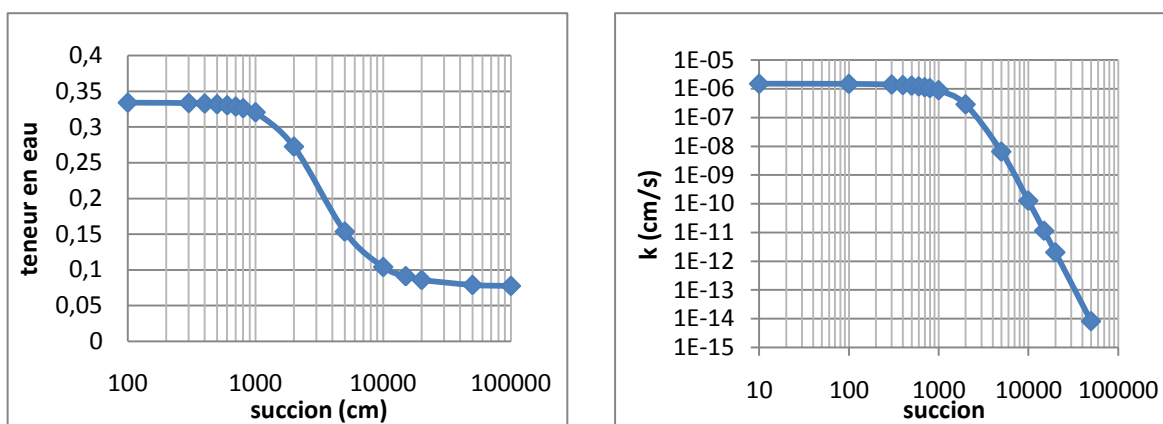


Figure 5-27 : Courbe de rétention d'eau et de conductivité hydraulique non-saturée de la moraine (cas 3 tableau 5.5)

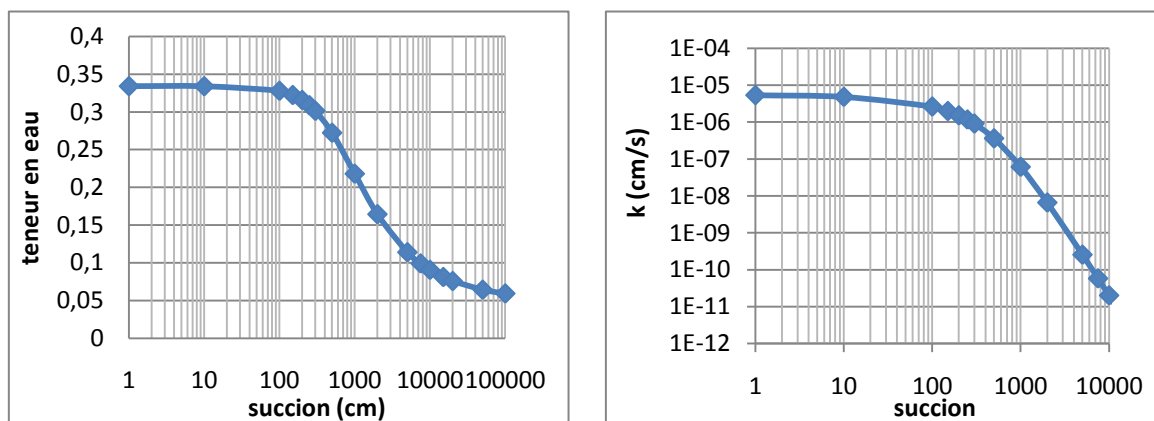


Figure 5-28 : Courbe de rétention d'eau et de conductivité hydraulique non-saturée de la moraine (cas 4 tableau 5.5)

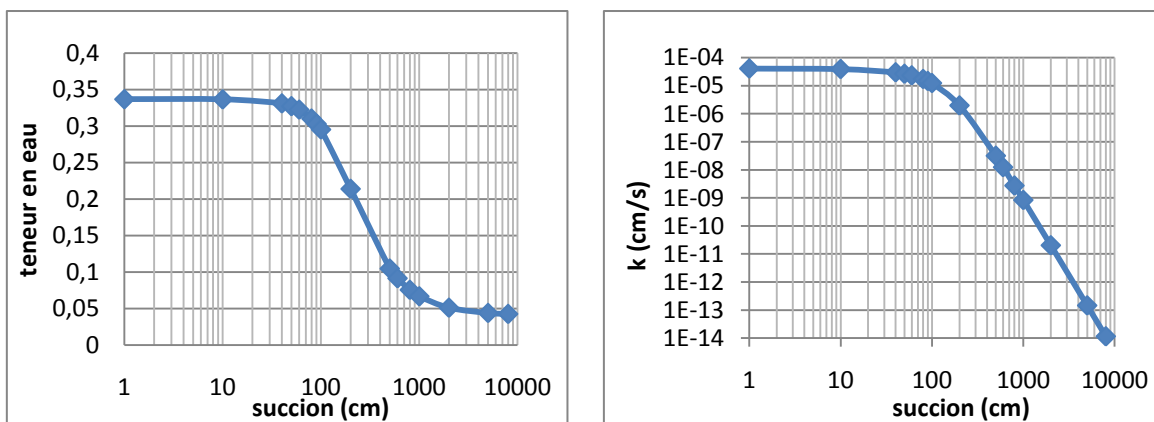


Figure 5-29 : Courbe de rétention d'eau et de conductivité hydraulique non-saturée de la moraine (cas 5 tableau 5.5)

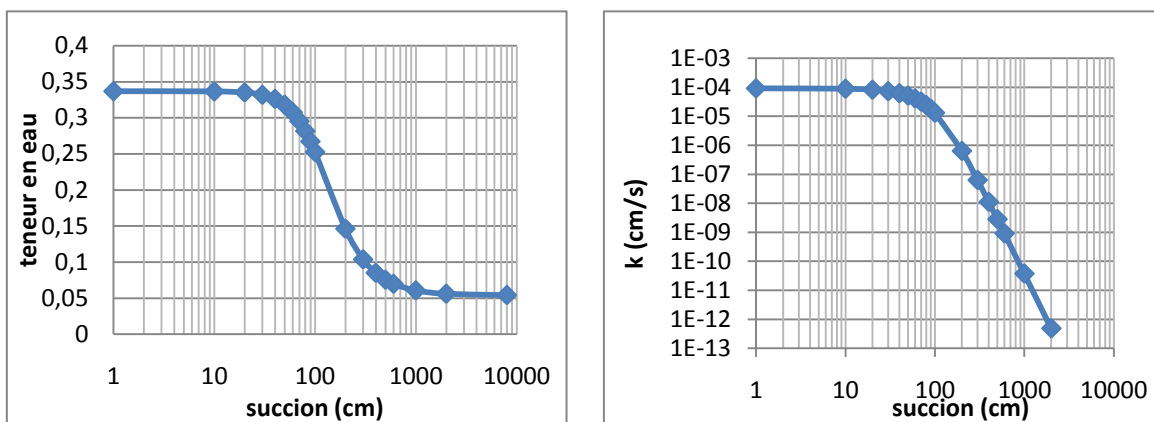


Figure 5-30 : Courbe de rétention d'eau et de conductivité hydraulique non-saturée de la moraine (Cas 6 tableau 5.5)

Les figures 5.31 à 5.34 présentent les résultats des simulations numériques obtenues pour les cas 3, 4, 5 et 6 aux différents pas de temps en jour (indiqués au bas des figures). Pour le cas 3 (granulométrie très fine), on observe que la couche de moraine reste complètement saturée après 56 jours, alors que les rejets sont partiellement désaturés (figure 5.31). Le profil de pression a atteint l'équilibre hydrostatique sur toute la colonne à la fin de la simulation. Ceci nous indique que, pour les conditions appliquées à ce modèle, une désaturation plus marquée de la couche de moraine (et des rejets) ne pourrait se faire que sous l'effet d'une évaporation en surface. Dans ce cas, la couverture pourrait se révéler efficace pour retenir l'eau et pour bloquer le passage de l'oxygène. Les profils de teneur en eau et de pression semblent suggérer qu'un effet de barrière capillaire pourrait temporairement se former à l'interface avec les résidus.

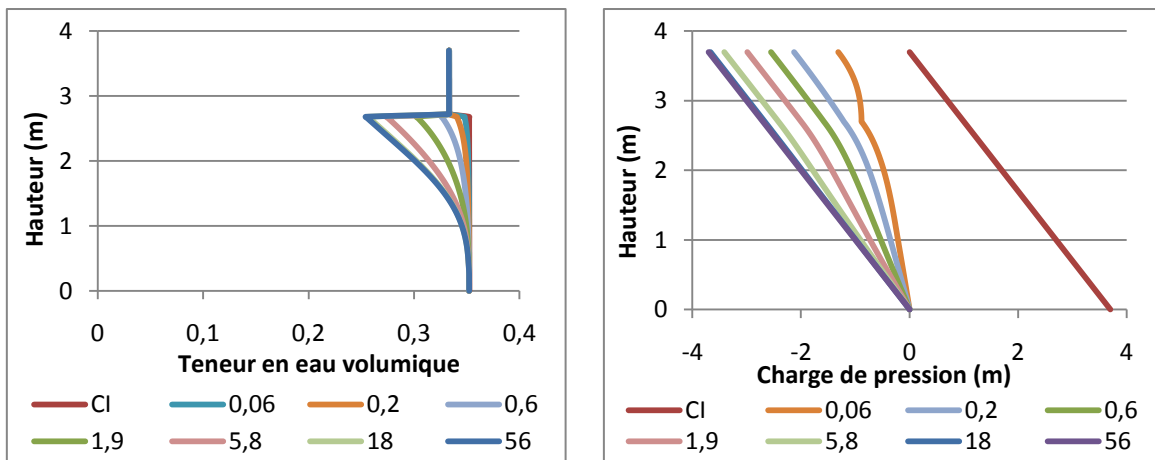


Figure 5-31 : Cas 3 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression à divers pas de temps (donnés en jours)

La figure 5.32 présente les profils de conductivité hydraulique au sein de la colonne pour le cas 3 à différents pas de temps. Il n'y a pas formation d'un bris capillaire efficace puisque, après 56 jours de drainage, la moraine présente une conductivité hydraulique beaucoup plus faible (plus 2 ordres de grandeur) que celle des rejets. Si la profondeur de la nappe augmentait au delà de son AEV, la couche de moraine pourrait se désaturer et l'eau s'écoulerait de la moraine vers les rejets.

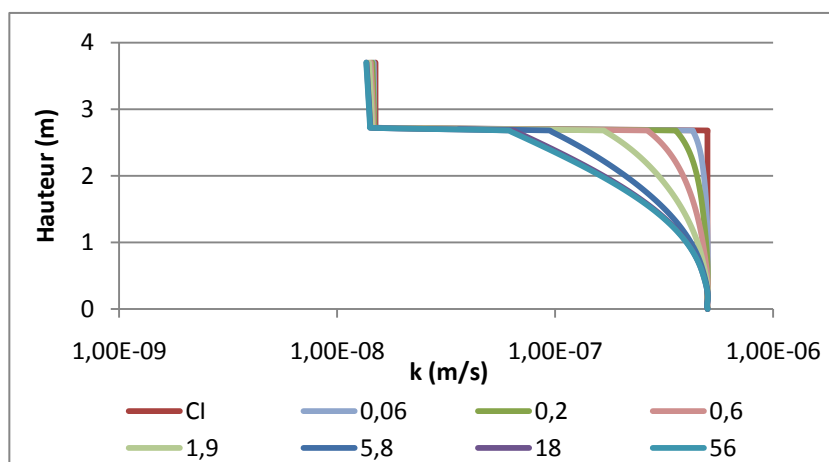


Figure 5-32 : Cas 3 : Valeurs de la conductivité hydraulique dans la couverture et les rejets pour divers pas de temps (donnés en jour)

Pour le cas 4 (granulométrie fine), on observe que la couche de moraine est partiellement saturée après 56 jours, alors que les rejets présentent une désaturation plus grande que dans le

recouvrement (figure 5.33). Le profil de pression a atteint l'équilibre hydrostatique sur toute la colonne à la fin de la simulation. Ceci nous indique que, pour les conditions appliquées à ce modèle, une désaturation plus marquée de la couche de moraine (et des rejets) ne pourrait se faire que sous l'effet d'une évaporation en surface.

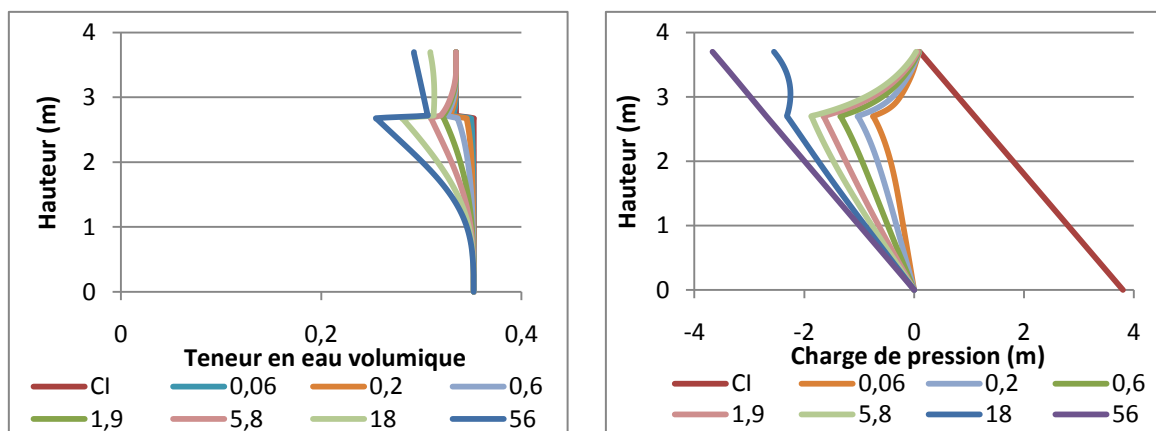


Figure 5-33 : Cas 4 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression à divers pas de temps (donnés en jours)

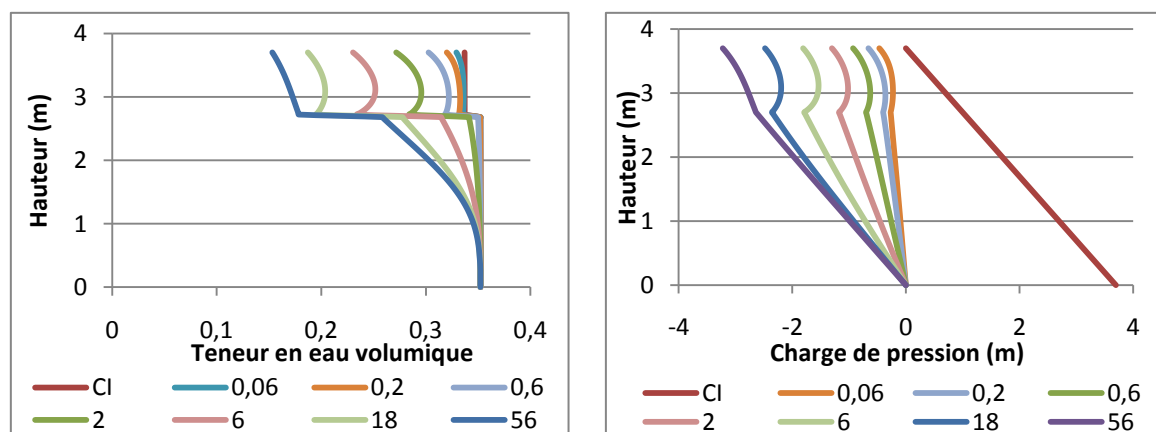


Figure 5-34 : Cas 5 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression à divers pas de temps (donnés en jour)

Pour le cas 5 (granulométrie moyenne), la figure 5.34 montre qu'à 56 jours le profil de pression n'a pas tout à fait atteint l'équilibre hydrostatique, et la moraine et les rejets sont partiellement désaturés. Pour le cas 6 (granulométrie grossière), le profil de succion dans les rejets est à l'équilibre hydrostatique à la fin du cycle de drainage (figure 5.35). Ainsi les rejets ne se désatureront pas davantage (en l'absence d'évaporation). Par contre, l'équilibre hydrostatique n'a pas été atteint dans la moraine, qui pourrait donc se désaturer davantage si on prolongeait la

période de drainage. Toutefois, la moraine a presque atteint sa teneur en eau résiduelle et donc peu de changement serait à prévoir. Les résultats montrent que les profils de charge de pression et de teneur en eau dans les rejets sont semblables pour les cas 3, 4, 5 et 6. Les profils observés dans la moraine varient toutefois grandement.

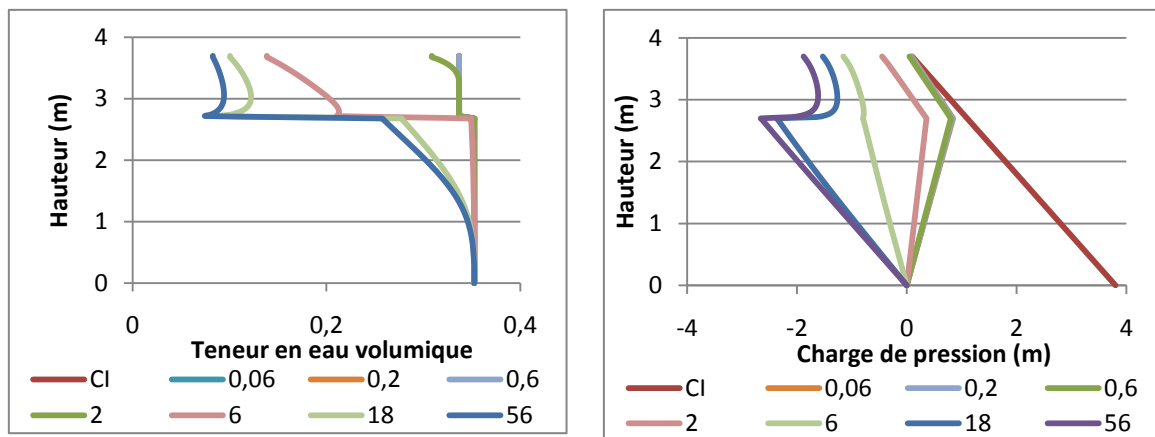


Figure 5-35 : Cas 6 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour les pas de temps donnés en jour

Le tableau 5.7 présente les valeurs des degrés de saturation moyens et des degrés de saturation réduits S_{re} de la couverture de moraine à 56 jours de drainage, les degrés de saturation au sommet des rejets et les coefficients de diffusion moyens de la moraine pour les 4 cas étudiés. On voit que la moraine conserve un degré de saturation très élevé au cas 3 et que les rejets ($S_{r\ 56\ jours} = 72\%$) présentent une désaturation assez importante au sommet de la colonne après 56 jours de drainage. Le comportement dans les rejets est semblable pour les trois cas étudiés et les degrés de saturation au sommet de la couche de rejet varient de 72 à 74 %. Les propriétés hydriques de la moraine ont donc peu d'impact sur le comportement des rejets.

La granulométrie de la moraine a un impact marqué sur son degré de saturation. Pour une granulométrie très fine le degré de saturation moyen dans la couche de moraine est de 99 % après 56 jours alors que pour une granulométrie grossière il atteint 37 %. Les coefficients de diffusion D_e dans la couche de moraine sont proportionnels aux degrés de saturation de la monocouche. Ainsi on voit que pour une granulométrie très fine on a un D_e très faible ($1 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) alors que pour un recouvrement grossier le coefficient de diffusion D_e est élevé ($8,05 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$). La teneur en eau réduite après 56 jours est faible pour le cas 5 ($S_{re\ 56\ jours} = 25\%$) mais la conductivité

hydraulique pourrait être trop élevée pour créer une barrière à l'évaporation efficace ($k > 1 \times 10^{-9}$ m/s).

Tableau 5-7 : Degrés de saturation moyens et teneurs en eau réduites après 56 jours de drainage dans la couverture de moraine, degrés de saturation des rejets à l'interface avec la moraine et coefficients de diffusion moyens au travers du recouvrement pour les quatre granulométries étudiées

CAS	S_r moyen de la monocouche à 56 jours (%)		S_r au sommet des rejets à 56 jours (%)		D_e dans le recouvrement monocouche (m^2/s)		S_{re} de la couche de moraine à 56 jours (%)	
	S1G	S2G	S1G	S2G	S1G	S2G	S1G	S2G
3	99,9	99,7	72,7	78,0	1,06E-11	1,06E-11	99,8	99,6
4	89,5	89,5	72,8	78,1	4,20E-09	4,16E-09	86,3	86,3
5	49,6	50,2	73,8	79,6	4,27E-07	4,13E-07	42,6	43,3
6	26,6	37,4	73,9	79,7	8,05E-07	7,92E-07	25,0	25,4

On voit que la granulométrie de la moraine a peu d'impact sur le degré de saturation dans les rejets car, comme on le verra à la prochaine section, celui-ci dépend principalement de la profondeur de la nappe. La granulométrie du recouvrement influence sa propre teneur en eau. Un matériau qui présente une granulométrie fine conserve un degré de saturation plus élevé alors qu'un matériau grossier se désature plus rapidement. Pour bloquer efficacement l'oxygène, on recherche un degré de saturation dans la couche de moraine supérieur à environ 85%. Le cas 3 serait alors efficace. Inversement, pour avoir une barrière à l'évaporation efficace, on doit avoir un matériau grossier qui se désature complètement ($S_{re} \approx 0$) et présente une conductivité hydraulique très faible. Le cas 6 présente le matériau qui pourrait être le plus efficace pour empêcher l'évaporation sur le site. Sjoberg (2002) a observé les mêmes phénomènes lors d'une étude sur la granulométrie des rejets désulfurés pour réduire la production de DMA. Elle a observé *in situ* (et à l'aide de simulation) qu'un matériau fin reste plus saturé qu'un matériau grossier au-dessus du niveau de la nappe.

Sur le site (figure 4.43) on observe que la teneur en eau en surface du parc est très variable. Rappelons qu'un évènement de pluie important est survenu avant les mesures. Les valeurs de teneur en eau volumique θ données par la TDR oscillent entre 4,6 et 29,4 %. Il semble donc que la moraine en surface est hétérogène et qu'à certains endroits l'infiltration est beaucoup plus rapide (i.e. matériau plus grossier et profondeur plus importante). La figure 4.45 montre qu'après un évènement de pluie la moraine présente une teneur en eau volumique plus importante qu'à 2 mètres de profondeur dans les rejets. Ceci est cohérent avec ce qui est observé dans les modélisations où, suite au mouillage de la colonne, la moraine reste plus saturée durant la période d'infiltration.

5.2.4 Influence de la profondeur de la nappe : Cas 7 à 13

Différentes profondeurs de nappe, correspondant à la gamme observée sur le site, ont été simulées afin d'évaluer l'influence sur le comportement du recouvrement. Le modèle utilisé est celui décrit à la section 5.2.1 (colonne initialement saturé, 56 jours de drainage, épaisseur du recouvrement 1 m, moraine de référence). Les variables des 7 cas analysés sont présentées au tableau 5.4 (cas 7 à 13).

Les profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression sont présentés aux figures suivantes (pour différents temps, en jour): figure 5.36, profondeur de 1 m ($0,5 \times \text{AEV}$ des rejets) (cas 7), figure 5.37, profondeur de 1,5 m (cas 8); figure 5.38, profondeur de 2 m ($1 \times \text{AEV}$ des rejets) (cas 9); figure 5.39, profondeur de 2,7 m (comme dans les colonnes) (cas 10), figure 5.40, profondeur de 5 m (cas 11); figure 5.41, profondeur de 10 m (cas 12); figure 5.42 profondeur de 15 m (cas 13). Les profondeurs sont obtenues à partir de la surface des rejets (à l'interface avec la moraine). La position $z=0$ correspond à la position de la nappe dans les rejets. Les résultats obtenus avec les rejets S2 ne sont pas présentés ici puisqu'ils sont très similaires à ceux de S1. Ils peuvent être trouvés en ANNEXE E (Modélisation/S2).

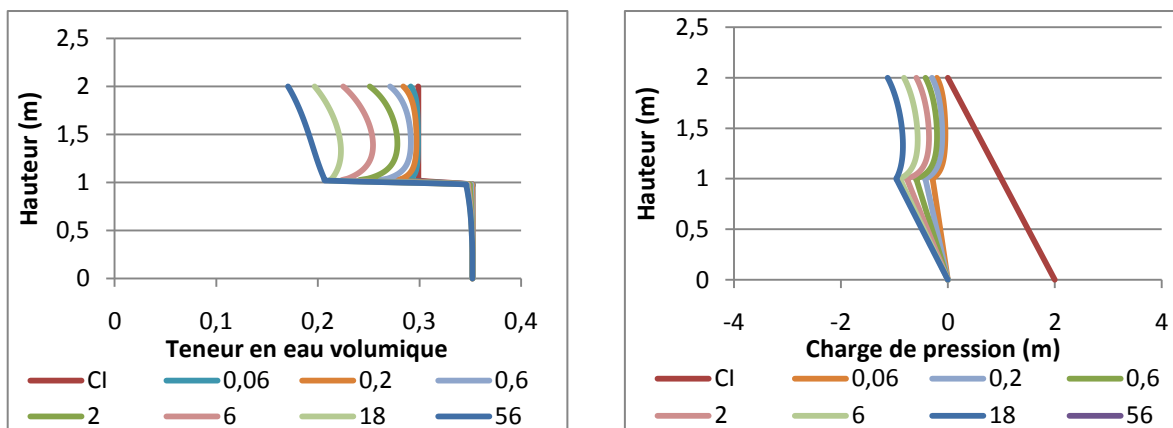


Figure 5-36 : Cas 7 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 1 m (pas de temps donnés en jour)

La figure 5.36 montre le comportement simulé lorsque la profondeur de nappe est égale à environ $0,5 \times \text{AEV}$ (profondeur de 1m) (cas 7). On voit que les rejets restent complètement saturés ($S_r = 98,4\%$) alors que le recouvrement de moraine présente un degré de saturation de 63 %. L'oxygène peut ainsi traverser le recouvrement de moraine mais ne pénètre pas les rejets. Pour contrôler la production de DMA à l'aide de la méthode de la nappe surélevée, Dagenais (2005) et Ouangrawa (2008) ont suggéré de conserver le niveau d'eau à moins de $0,5 \times \text{AEV}$ afin que les résidus soient complètement saturés (par capillarité). Leurs résultats expérimentaux ont alors montré que cette condition permet d'empêcher la génération d'acide (en présence d'une couverture monocouche formé d'un matériau grossier).

Les résultats montrés à la figure 5.37 correspondent à une nappe qui se trouve à une profondeur d'environ $0,75 \times \text{AEV}$ soit 1.5 m (cas 8). On voit que les rejets commencent à se désaturer à l'interface avec la moraine après 56 jours de drainage. Le degré de saturation observé en surface est de 94 % ce qui est tout de même suffisamment élevé pour que l'oxygène ne pénètre pas trop rapidement dans les rejets. Le degré de saturation moyen dans le recouvrement monocouche de moraine après 56 jours de drainage est d'environ 60 %

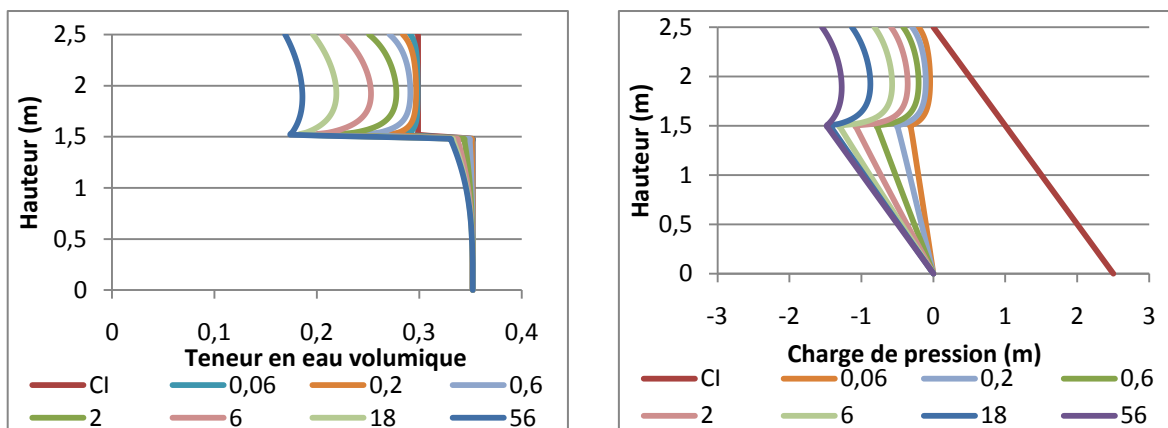


Figure 5-37 : Cas 8 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 1,5 m (pas de temps donnés en jours)

Les figures 5.38 et 5.39 présentent les profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour des profondeurs de 2 m (=AEV) (cas 9) et de 2,7 m (profondeur de la nappe dans les colonnes de laboratoire) (cas 10). Pour une profondeur de 2 m, on voit que les résidus se désaturent de façon plus importante, alors que pour 2,7 m de profondeur la désaturation est significative (désaturation observée jusqu'à environ 2 mètres dans les rejets). Comme montré aux figures 5.38 et 5.39 (et aussi 5.40 à 5.42) la couche de moraine et les rejets se désaturent de façon plus marquée avec l'augmentation de la profondeur de la nappe.

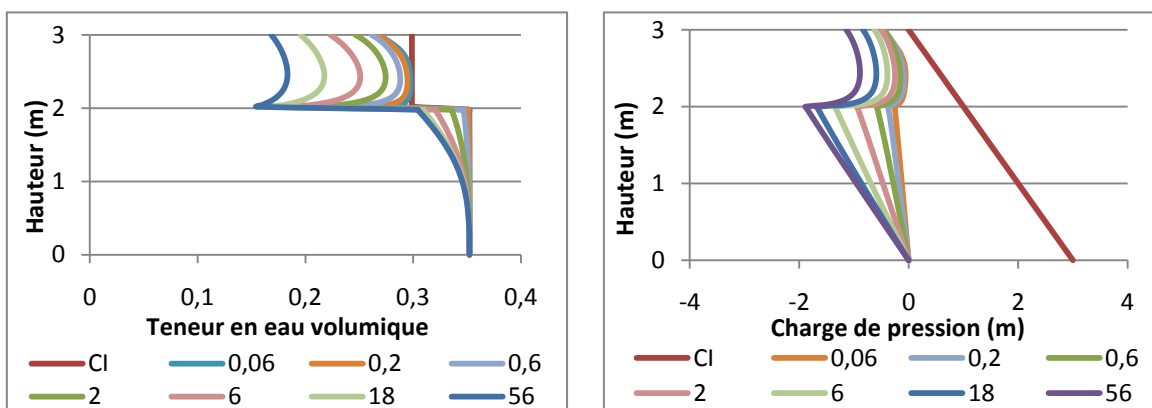


Figure 5-38 : Cas 9 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 2 m (pas de temps donnés en jours)

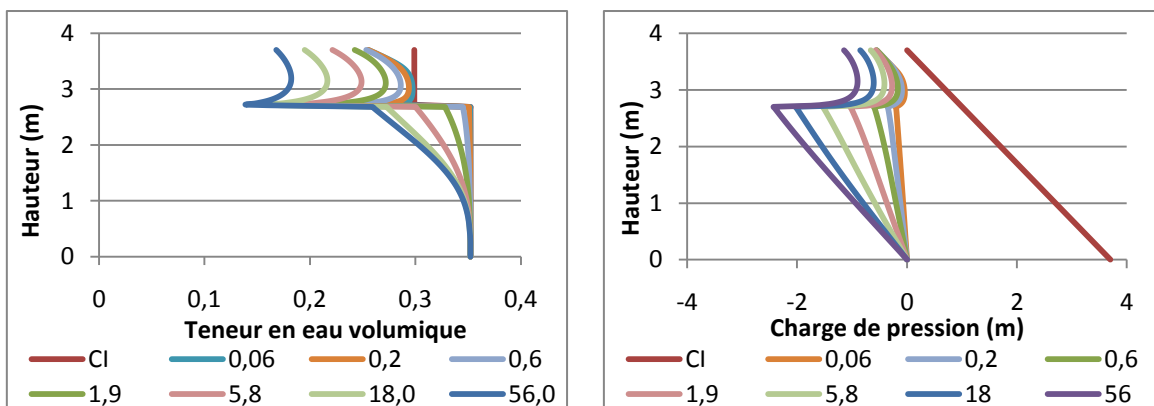


Figure 5-39 : Cas 10 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 2,7 m (pas de temps donnés en jours)

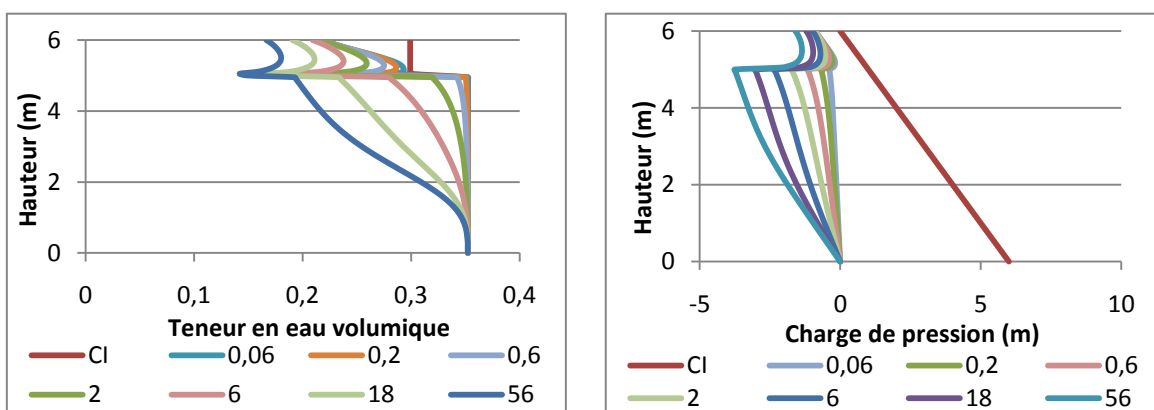


Figure 5-40 : Cas 11 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 5 m (pas de temps donnés en jours)

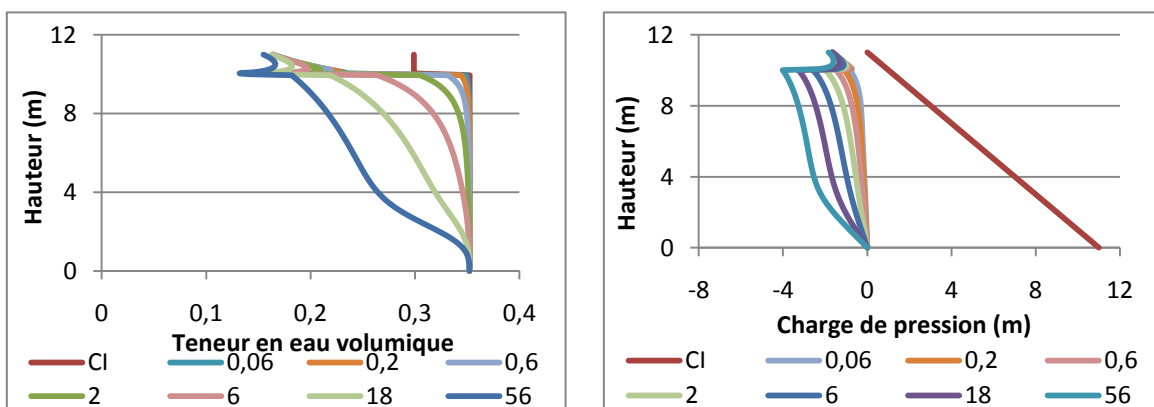


Figure 5-41 : Cas 12 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 10 m (pas de temps donnés en jours)

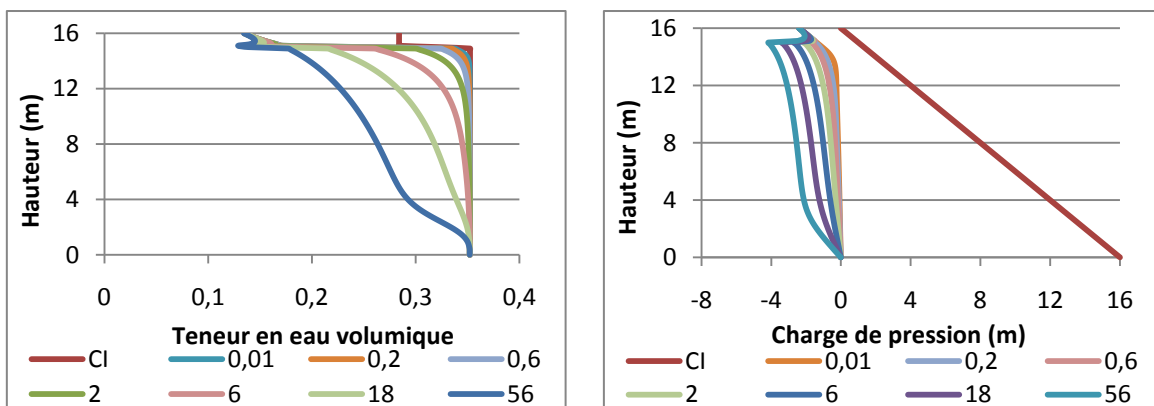


Figure 5-42 : Cas 13 : Profils simulés de la teneur en eau et de la charge de pression pour une profondeur de nappe de 15 m (pas de temps donnés en jours)

Les figures 5.39 à 5.42, (profondeur de 2,7 à 15 m) semblerait indiquer qu'un bris capillaire pourrait se former entre la couche de moraine et celle de rejet lors d'une recharge. Les profils de conductivité hydraulique indiquent toutefois qu'il n'y en a pas comme montré à la figure 5.43 (cycle de drainage de 56 jours, cas 13 : profondeur de nappe de 15 mètres sous les rejets). Pour qu'il y ait formation d'un bris capillaire, il faudrait que la conductivité hydraulique non-saturée de la moraine soit bien supérieure à celle des rejets afin que l'eau ne puisse pas s'écouler aisément dans les rejets. La figure 5.43 montre que tout au long du cycle de drainage la conductivité hydraulique de la moraine est plus faible que celle de rejets. Il ne peut donc pas y avoir formation d'un bris capillaire dans ce cas.

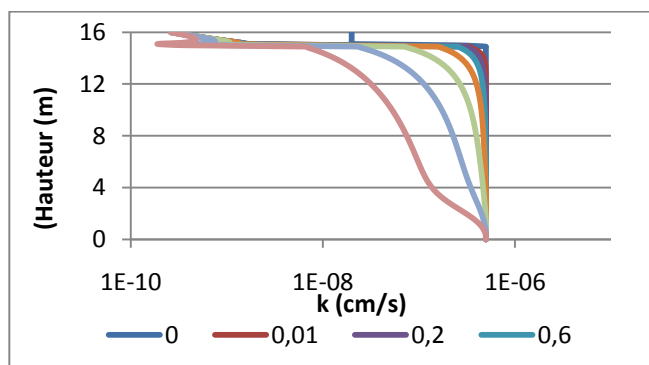


Figure 5-43 : Profils de la conductivité hydraulique dans les rejets et la couverture à différents pas de temps pour la simulation d'un cycle de drainage de 56 jours avec une profondeur de nappe de 15 m (initialement saturé) (cas 13)

Les résultats présentés aux différentes figures (5.37 à 5.42) montrent donc clairement que plus la profondeur de la nappe est grande, plus la désaturation des rejets est marquée proche de la surface. Lorsque la profondeur de la nappe est faible, le profil de succion dans les rejets après 56 jours de drainage se trouve à l'équilibre (pour une profondeur de nappe de 1 m à 2,7 m). Lorsque la profondeur de la nappe est plus grande, le profil de charge au bas de la couche de rejets tend vers l'équilibre, alors que le sommet n'a pas encore atteint cet équilibre. Plus la nappe est profonde, plus le temps requis pour atteindre l'équilibre hydrostatique est prolongé (il n'est donc pas atteint en 56 jours). Ceci indique qu'un drainage prolongé au-delà de 56 jours réduirait encore plus le degré de saturation dans les rejets.

Le tableau 5.8 présente les degrés de saturation moyens et les teneurs en eau réduites S_{re} de la moraine après 56 jours drainage, les degrés de saturation au sommet des rejets et les coefficients de diffusion moyens dans la moraine. Les rejets sont pratiquement saturés lorsque la nappe est à une profondeur de 1 m et de 1,5 m, et ils atteignent un degré de saturation final de 49% avec une profondeur de nappe de 15 m. Le degré saturation moyen dans le recouvrement de moraine est de 60 % pour une profondeur de nappe de 1 m. À une profondeur de nappe de 15 m, on observe un degré de saturation moyen dans le recouvrement de moraine de 49 %. Le degré de saturation dans le recouvrement monocouche est relativement peu affecté par la profondeur de la nappe. Avec une profondeur de nappe de 15 m, la moraine atteint un degré de saturation de 63 % et une teneur en eau réduite $S_{re} = 51\%$, ce qui est insuffisante pour bloquer efficacement l'oxygène. Avec une profondeur de nappe de 15 m, la moraine atteint un degré de saturation de 49 % et une teneur en eau réduite $S_{re} = 30\%$, ce qui est encore trop élevé pour empêcher l'évaporation en surface (pour cela on veut que $S_{re} \approx 0$). Le degré de saturation du recouvrement diminue avec l'augmentation de la profondeur de la nappe, et ainsi plus la profondeur de la nappe est profonde, plus le coefficient de diffusion sera élevé. Pourtant le coefficient de diffusion n'est pas significativement différent entre une profondeur de 1 m ($1,51 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$) et de 15 m ($3,78 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$).

Tableau 5-8 : Degrés de saturation moyens et teneurs en eau réduites après 56 jours de drainage dans la couverture de moraine, degrés de saturation des rejets à l'interface avec la moraine et coefficients de diffusion moyens au travers du recouvrement pour les cinq profondeurs de nappe étudiées pour S1G

CAS	Profondeur	S_r moyen de la monocouche à 56 jours (%)	S_r au sommet des rejets à 56 jours (%)	D_e dans le recouvrement monocouche (m^2/s)	S_{re} de la couche de moraine à 56 jours (%)
7	-1	63,6	98,4	1,51E-07	51,2
8	-1,5	60,5	94,2	1,91E-07	47,0
9	-2	59,1	86,9	2,10E-07	45,2
10	-2,7	58,4	74,2	2,22E-07	44,2
11	-5	57,7	55,2	2,33E-07	43,3
12	-10	53,3	52,1	3,10E-07	37,3
13	-15	49,2	52,1	3,78E-07	30,6

Ces résultats montrent que la profondeur de la nappe a un grand impact sur le comportement des rejets et dans une moindre mesure du recouvrement de moraine. Plus la nappe est profonde, moins les rejets et la moraine sont saturés. Les degrés de saturation moyens du recouvrement varient de 64 % pour une profondeur de nappe de 1 m à 49 % pour une profondeur de nappe de 15 m. Les teneurs en eau réduites au sein du recouvrement varient de 51 % pour une profondeur de nappe de 1 m à 30 % pour une profondeur de nappe de 15 m. Un tel recouvrement ne pourrait donc pas être une barrière à l'évaporation efficace ($S_{re} \gg 0$) ni une barrière à l'oxygène ($S_r \ll 85$ %).

Les résultats obtenus *in situ* tendent à montrer le même phénomène. Ainsi à la figure 5.44, on voit que la teneur en eau volumique mesurées en surface et dans le parc à résidus tend à décroître avec l'augmentation de la profondeur de la nappe. Par exemple, pour une profondeur de nappe inférieure à 1 m, on observe en général des teneurs en eau dans la moraine de 0,28 à 0,31 à proximité des piézomètres (section bleu). Pour une profondeur de nappe de 17 m, les teneurs en eau dans la moraine oscillent entre 0.06 et 0.09 (section noire). Des tendances similaires sont observées pour l'ensemble du parc (moraine et résidus).

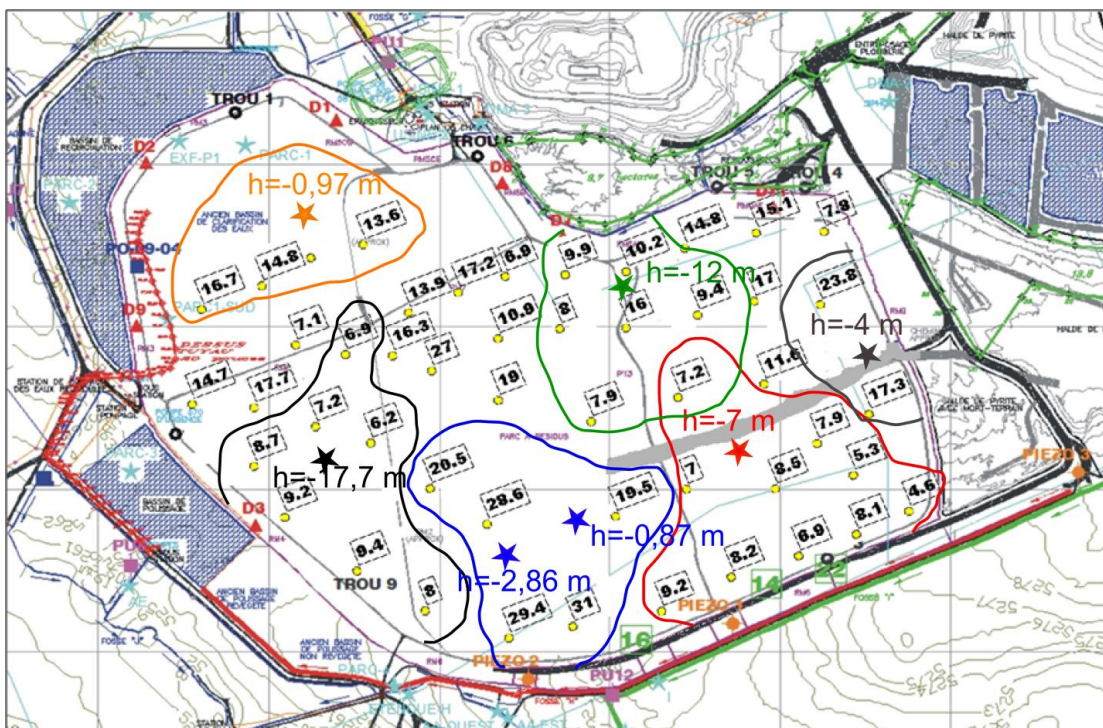


Figure 5-44 : Carte présentant le niveau piézométrique et les teneurs en eau volumique à la surface du parc

5.3 Remarques finales

Ce chapitre inclut l'analyse du comportement du recouvrement monocouche installé sur des résidus miniers pour diverses situations et afin d'évaluer sa capacité à agir comme barrière à l'oxygène ou à l'évaporation. Pour que le recouvrement puisse agir comme une barrière à l'oxygène efficace, il doit réduire le flux d'oxygène qui pénètre les résidus (idéalement autour de $1 \text{ mol/m}^2/\text{an}$). Afin de réduire le flux d'oxygène qui traverse la couverture et pénètre dans les résidus, on doit diminuer le coefficient de diffusion D_e en conservant une teneur en eau élevée dans le matériau. La plupart des situations analysées ici ne menaient pas à ce type de comportement puisque le degré de saturation de la moraine était nettement inférieur aux valeurs ciblées (i.e. $S_r \ll 85\%$, d'où $D_e \gg 1 \text{ mol/m}^2/\text{an}$).

D'autre part, pour qu'un recouvrement permette de réduire efficacement l'évaporation, il doit présenter une granulométrie grossière, avoir un AEV faible et une conductivité hydraulique saturée plus élevée que celle des rejets. Le recouvrement monocouche doit se désaturer très

rapidement (i.e. $\theta \approx \theta_r$ ou $S_{re} = 0$) afin d'engendrer une conductivité hydraulique non saturée très faible qui empêchera l'eau de remonter des résidus.

Les propriétés des matériaux (CRE, k_s) utilisées dans le modèle numérique ont été déterminées à partir des mesures en laboratoire, des modèles de prédiction de KCM et de MK et des caractéristiques des essais en colonnes. Le modèle numérique de départ (cas de référence), est basé sur ces essais en colonne. Les données expérimentales obtenues en laboratoire ont permis (au chapitre 4) de valider (en partie) les calculs numériques faits avec SEEP/W.

L'ensemble des analyses a montré que l'utilisation d'une nappe surélevée (selon les critères suggérés par Ouangrawa et al., 2006) permet de conserver les rejets saturés par capillarité, ce qui réduit la possibilité de production du DMA. Les modèles numériques montrent qu'en utilisant une profondeur de nappe inférieure à environ $0,5 \times \psi_a$ des rejets, il est possible de conserver ceux-ci pratiquement saturés de sorte que leur oxydation devient alors très lente (car D_e est très faible).

Dans les simulations, on a d'abord évalué l'influence de l'épaisseur de la couverture sur le comportement du recouvrement pour une nappe située à 2.7 m (i.e. comme dans le modèle physique). Les résultats montrent que la différence de comportement entre un recouvrement de 1 m (cas 1) ou de 2 m (cas 2) d'épaisseur est limitée. Les degrés de saturation moyen dans la couverture monocouche est de 58% pour un recouvrement de 1 m et de 66 % pour 2 m. L'épaisseur du recouvrement a donc peu d'impact sur le degré de saturation dans la moraine et dans les rejets pour les situations analysées.

On a ensuite utilisé les données de l'échantillonnage réalisé sur le recouvrement de moraine pour déterminer un fuseau granulométrique qui a servi aux simulations suivantes (cas 3, 4, 5 et 6; avec profondeur de nappe de 2,7 m). Ce fuseau nous a permis d'estimer les propriétés hydriques (CRE, k_s) minimales, maximales et moyennes de la moraine. Pour le cas 3 (granulométrie très fine), le modèle numérique montre qu'on atteint un degré de saturation élevé dans le recouvrement de moraine ($S_r \approx 99$ %) après 56 jours de drainage. Ce cas est unique et jugé peu représentatif des conditions du site. Le cas 4 (granulométrie silteuse) présente un comportement qui semble plus réaliste. Dans ce cas, le degré de saturation moyen dans la moraine $S_r \approx 89$ % après 56 jours de drainage. Pour le cas 5 (granulométrie moyenne), le degré de saturation est beaucoup plus faible, i.e. $S_r \approx 50$ % après 56 jours de drainage. Au cas 6 (granulométrie

grossière), le degré de saturation après 56 jours de drainage est très faible ($S_r \approx 37\%$). Les résultats tendent à montrer qu'un recouvrement fait d'un sol fin, qui présente une meilleure rétention capillaire, conserve un degré de saturation plus élevé. Ceci lui confère une meilleure capacité à bloquer l'oxygène. Des matériaux similaires à ceux des cas 3 et 4 (dans une moindre mesure) pourraient donc être utilisés pour constituer une barrière à l'oxygène. Rappelons que pour qu'une barrière à l'oxygène soit efficace à long terme, elle doit usuellement inclure un bris capillaire, particulièrement lorsque le niveau de la nappe est bas dans le parc à résidus.

Un autre volet de l'étude a porté sur l'impact de la profondeur de la nappe phréatique sur le comportement des rejets et du recouvrement. Les résultats montrent que plus la nappe est profonde, plus le degré de saturation à la surface des résidus diminue, et plus il peut y avoir formation de drainage minier acide. Le degré de saturation dans la couverture monocouche diminue aussi avec l'augmentation de la profondeur de la nappe mais de façon moins prononcée. Comme le degré de saturation de la monocouche est usuellement faible, le coefficient de diffusion D_e de celle-ci est grand. L'apport en oxygène aux rejets peut alors se faire rapidement.

Les résultats montrent donc que les propriétés de la couverture et la profondeur de la nappe phréatique au sein du parc à résidus ont un impact majeur sur son comportement et sur la fonction que ce recouvrement peut jouer sur le site (barrière à l'évaporation ou barrière à l'oxygène). La profondeur de la nappe dans les résidus influence le degré de saturation de la couverture monocouche selon la capacité de rétention du matériau sur le site. Le comportement du recouvrement dépend donc de la courbe de rétention d'eau du matériau (qui varie avec des propriétés géotechniques de base).

Avec une position de nappe élevée, tel qu'observé à certains endroits sur le site minier Selbaie, le matériau de la couverture devrait être de granulométrie grossière pour bien se désaturer et ainsi empêcher la remontée d'eau et l'évaporation. Les simulations réalisées tendent à montrer que la moraine présente sur le site ne semble pas être en mesure de jouer ce rôle dans les conditions analysées ici. La performance réelle de la couverture doit cependant être analysée plus en détail avant de pouvoir définir plus précisément son efficacité. Des facteurs tels l'évaporation, le taux de réaction des résidus, et un régime climatique plus représentatif devraient donc être pris en compte pour mieux représenter les conditions *in situ*.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusion

L'objectif principal de ce projet était d'analyser le comportement de résidus miniers réactifs sous un recouvrement monocouche en présence d'une nappe phréatique surélevée. On souhaitait notamment évaluer la capacité du recouvrement à agir comme barrière à l'évaporation ou à l'oxygène afin de réduire la formation de drainage minier acide (DMA). Pour qu'une barrière à l'évaporation soit efficace, le matériau de recouvrement doit présenter une valeur d'entrée d'air (air entry value, AEV) faible et une conductivité hydraulique élevée. Ceci permet au matériau de se désaturer rapidement, même en présence d'une nappe relativement peu profonde, ce qui contribue à réduire la perte d'eau par évaporation en surface. Pour qu'une barrière à l'oxygène soit efficace, le sol de la couverture doit rester fortement saturé en eau même en présence d'une nappe profonde, grâce à un AEV élevé et une faible conductivité hydraulique saturée.

La démarche scientifique comprenait des essais en laboratoire, des travaux de terrain et des modélisations numériques. Le modèle numérique a été développé afin d'évaluer l'effet de certains facteurs sur le comportement du système. Les facteurs d'influence retenus dans l'étude paramétrique sont l'épaisseur du recouvrement, la granulométrie du matériau de la couverture monocouche et la profondeur de la nappe phréatique dans les rejets. Le cas de base étudié ici présente certaines caractéristiques similaires à celles du site minier Selbaie situé au nord ouest du Québec, qui a été fermé en 2004 et restauré à l'aide d'un recouvrement monocouche.

Une campagne d'essais de laboratoire a été réalisée sur deux types de rejets (S1 et S2) et sur le matériau de recouvrement du site afin de déterminer leurs propriétés hydrogéologiques. Les essais de caractérisation en laboratoire comprenaient des analyses granulométriques, des mesures de la densité relative des grains solides, des essais de compaction, des mesures de la conductivité hydraulique saturée en cellule triaxial, des essais en cellule Tempe pour déterminer la courbe de rétention d'eau, des essais de diffusion et de consommation d'oxygène, et des analyses chimiques et minéralogiques. La caractérisation des résidus et de la moraine (sol de recouvrement) montre une très grande similarité entre les propriétés hydrogéologiques de ces deux matériaux. Par exemple, la conductivité hydraulique saturée de la moraine k_s est de 6×10^{-5} cm/s alors que celle des rejets est de 5×10^{-5} cm/s. Les résultats des essais de laboratoire pour la détermination de la

conductivité hydraulique saturée, de la CRE, du coefficient de diffusion effectif D_e et du coefficient du taux de réactivité K_r sont proches des valeurs calculées par les méthodes de prédiction retenues pour ce projet.

Une campagne de mesures de terrain a été réalisée en 2008. Des relevés sur les instruments de mesure mis en place sur le site ont permis de déterminer la profondeur de la nappe ainsi que la teneur en eau près de la surface dans les rejets et la moraine. Des échantillons additionnels de moraine ont aussi été amassés sur l'ensemble du site afin d'évaluer l'hétérogénéité de la granulométrie du sol utilisé comme recouvrement. Les mesures montrent que, la profondeur de la nappe est très variable sur le site. Par endroits, le site est ennoyé alors qu'on observe ailleurs des profondeurs de nappe pouvant aller jusqu'à 15 m. Le fuseau granulométrique de cette moraine et les profondeurs de nappe mesurées *in situ* ont été utilisés dans les modèles numériques.

Quatre colonnes ont été montées au laboratoire pour servir de modèles physiques du système rejets-recouvrement. Deux grandes colonnes de 1,7 m de résidus recouverts d'une couche de moraine (30 cm) ont été soumises à des cycles de mouillage-drainage afin d'analyser leur comportement hydrogéologique (et géochimique). Deux petites colonnes comportant une couche de rejets (50 cm) sans recouvrement, servent à caractériser le comportement géochimique des rejets exposés. On rapporte ici les résultats des cinq premiers cycles de mouillage-drainage réalisés sur chaque colonne (les essais de poursuivent). L'instrumentation a permis de mesurer les pressions d'eau et les teneurs en eau dans les rejets et dans le recouvrement. Les résultats montrent que les rejets ont un degré de saturation qui varie peu au dessus du niveau de la nappe tout au long des cycles de drainage. Dans la couverture de moraine, le degré de saturation fluctue au cours d'un cycle de drainage.

Les résultats des cycles de mouillage-drainage obtenus sur les colonnes et les propriétés des matériaux mesurées lors des essais de laboratoire ont été utilisés afin de construire un modèle numérique représentant le système rejets-recouvrement à l'aide du logiciel SEEP/W (version 2007) qui simule l'écoulement de l'eau. Le modèle construit a par la suite été utilisé pour étudier l'effet de trois facteurs sur le comportement du système, soit l'épaisseur du recouvrement (cas 1 et 2), les propriétés hydriques du recouvrement (cas 3 à 6) et la profondeur de la nappe dans les

rejets (cas 7 à 13). Pour chaque cas, le modèle est initialement saturé et les calculs considèrent 56 jours de drainage (ce qui représente un cas de sécheresse marquée).

Des épaisseurs de recouvrement de 1 m (cas 1) et de 2 m (cas 2) ont été modélisées selon ce qui a été observé sur le site (profondeur de nappe 2,7 m). Les résultats montrent que l'épaisseur du recouvrement a peu d'impact sur le profil de teneur en eau au sein des rejets. L'épaisseur engendre un impact mineur sur la teneur en eau dans le recouvrement. Ainsi, pour les conditions étudiées ici, la mise en place d'un recouvrement de 2 m par rapport à un recouvrement de 1 m n'est pas justifiée.

L'effet de la granulométrie du recouvrement a été étudié à partir de quatre courbes granulométriques. Le cas 3 présente une granulométrie très fine (AEV très élevé, conductivité hydraulique saturée faible), le cas 4 une granulométrie fine, le cas 5 une granulométrie moyenne (proche de celle du matériau dans les colonnes) et le cas 6 une granulométrie grossière (AEV faible, conductivité hydraulique saturée élevée). Les résultats montrent que la granulométrie de la moraine a peu d'impact sur la teneur en eau dans les rejets, alors qu'elle a une grande influence sur le profil de teneur en eau de la couverture. En présence d'un sol très fin (cas 3), le recouvrement peut rester saturé alors qu'en présence d'un sol très grossier (cas 6) le recouvrement se désature rapidement durant le drainage. Pour les cas 4 et 5, les propriétés hydrogéologiques de la moraine sont assez semblables à celles des rejets et on observe que le recouvrement ne peut agir ni comme barrière à l'oxygène ni comme barrière à l'évaporation.

Pour étudier l'effet de la profondeur de la nappe phréatique, sept valeurs ont été choisies à partir des profondeurs mesurées sur le site (soit 1, 1,5, 2, 2,7, 5, 10 et 15 m). On observe que plus la nappe est profonde dans le parc, et plus les rejets sont désaturés proche de la surface. Tel qu'observé par Dagenais (2005) et Ouangrawa (2007), les rejets sont conservés saturés en présence d'une nappe à une profondeur inférieure ou égale à environ $0,5 \times \text{AEV}$ des rejets.

Lorsque la profondeur de la nappe augmente, les rejets se désaturent près de la surface, ce qui favorise leur oxydation. La profondeur de la nappe influence aussi la fonction du recouvrement à mettre en place. Lorsque la profondeur de la nappe est faible ($h < 0,5 \text{ AEV}$), l'ensemble des rejets sont conservés saturés. Le recouvrement devrait alors servir à réduire les pertes d'eau par évaporation. Il est alors recommandé d'utiliser un recouvrement fait d'un matériau grossier (AEV

faible, k_s élevée) qui se désature rapidement (i.e. $\theta \approx \theta_r$ ou $S_{re} = 0$) ce qui réduit les pertes d'eau vers la surface. À l'inverse, lorsque la profondeur de la nappe est grande ($h > 0,5 \times \text{AEV}$) les rejets tendent à se désaturer naturellement sous la couverture. Pour réduire la formation de DMA, le recouvrement devrait alors agir comme barrière à l'oxygène. Dans ce cas, il est recommandé d'utiliser un recouvrement comportant une couche de matériau fin (AEV élevé, k_s faible) qui reste fortement saturée ($S_r > 85\%$) même en présence d'une nappe profonde afin de bloquer le passage de l'oxygène. En présence d'une nappe profonde, il est cependant suggéré d'utiliser une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) pour créer une barrière à l'oxygène efficace. En général, un recouvrement monocouche ne peut être utilisé seul comme solution de restauration lorsque la nappe est profonde.

Cette étude montre que la position de la nappe dans le parc et les propriétés du matériau choisi pour le recouvrement ont une influence majeure sur sa capacité à agir comme barrière à l'oxygène ou à l'évaporation. Le matériau du recouvrement doit être sélectionné rigoureusement afin de répondre aux critères applicables à la restauration du parc à résidus.

Les essais en colonne se poursuivent. Ils devraient permettre d'obtenir une meilleure compréhension du comportement hydrogéologique et géochimique du système à long terme.

6.2 Recommandations

Pour faire suite à cette étude, un modèle plus complet devrait être développé avec un code tel que VADOSE/W afin de mieux représenter les conditions qui prévalent sur le parc à résidus. L'étude numérique présentée ici n'a pas pris en considération l'évaporation en surface, ni la présence de végétation. Ainsi les degrés de saturation finaux peuvent être surestimés. De plus, on modélise ici un seul scénario sans recharge, ce qui est peu représentatif des conditions réelles. Ce modèle permettrait par exemple de prendre en considération l'évaporation en surface et la présence de végétation sur le site. Différents scénarios climatiques pourraient permettre de représenter une plus longue période (par exemple 1 an) et de prendre en considération des événements hydriques particuliers tels que la fonte des neiges.

Une analyse chimique plus complète de l'eau de lixiviation et du comportement géochimiques des rejets grâce à de modélisations avec le logiciel MIN3P (comme Ouangrawa, 2007)

permettrait de mieux statuer sur la formation du DMA. On pourrait alors prévoir le taux de disparition des minéraux neutralisants et acidifiants et ainsi évaluer le comportement géochimique à long terme du site et son potentiel de contamination.

Des essais additionnels de diffusion et de consommation d'oxygène *in situ* pourraient être réalisés pour compléter les essais de terrain menés en 2008 qui n'ont pas permis de déterminer la consommation d'oxygène sur le terrain. Ces résultats pourraient compléter les valeurs de D_e et K_r obtenus en cellule de diffusion.

Une étude plus complète sur la granulométrie du recouvrement, en incluant la fraction plus grossière de la moraine (> 10 mm), permettrait de mieux représenter l'effet des propriétés sur son comportement. En effet, la partie très grossière n'a pas été considérée pour l'évaluation des propriétés hydriques de la moraine.

BIBLIOGRAPHIE

Aachib, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, Air, and Soil Pollution*, 156: 163-193.

Aachib, M., Aubertin, M., Mbonimpa, M., (2002). Laboratory Measurements and Predictive Equations for Gas Diffusion Coefficient of Unsaturated Soils. In *55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAHCNC and CGS Groundwater Specialty Conference*, Niagara Falls, Ontario, 163-172.

Aachib, M. (1997). Étude en laboratoire de la performance de barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologie et des mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec

Adam, K., Kourtis, A., Gazea, B., Kontopoulos, A. (1997). Evaluation of static tests used to predict the potential for acid drainage generation at sulphide mine sites. *Transaction of the Institution for Mining and Metallurgy* (Section A, Mineral Industry), 106:A1-A8.

Adu-Wusu, C., Yanful, E.K., Lanteigne, L., O’Kane, M. (2006). Predictions of the water balance of two soil cover systems, Ontario. *Geotech Geol Eng*, 25, p.215-237.

Adu-Wusu, C., Yanful, E.K., Mian, M.H. (2001). Field evidence of resuspension in a mine tailings pond. *Canadian Geotechnical Journal*, 38, p.796-808

American Society for Testing Materials. (2000a). *Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08, États-Unis. D 422-63.

American Society for Testing Materials. (2000b). *Standard Test Method for Specific Gravity of Soils*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08, États-Unis. D 854-98.

American Society for Testing Materials. (2000c). *Standard Test Method for Permeability of Granular Soils (Constant Head)*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08, États-Unis. D 2434-68.

American Society for Testing Materials. (2000d). *Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.09, États-Unis. D 5856-95.

American Society for Testing Materials. (2000e). *Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System)*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08, États-Unis. D 2487-98.

American Society for Testing Materials. (2000f). *Standard Test Method for Liquid Limit, Plastic Limit, and Plasticity Index of Soils*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08, États-Unis. D 4318-84.

Arya, L., Paris, J.F. (1981). A physical model to predict the soil moisture characteristic from particle size distribution and bulk density data. *Soil Sci. Soc. Am.* J.45: p.1023-1030.

Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S., Bussière, B., Molson, J., Chapuis, R.P. (2009). Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. *Canadian Geotechnical Journal* (accepted and in print).

Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., Dagenais, A.-M. (2006). Investigations of layered cover systems acting as oxygen barriers to limit acid mine drainage. *Proc. 5th ICEG Environmental Geotechnics: Opportunities, Challenges and Responsibilities for Environmental Geotechnics*, Thomas H.R. (ed.), 26-30 June 2006, Cardiff UK. Thomas Telford, vol. 2, pp. 827-835.

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., Chapuis, R.P. (2003). *A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties*. *Canadian Geotechnical Journal*, 40: 1104–1122.

Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers*. Manuel sur cédérom. Presses Internationales Polytechnique.

Aubertin, M., Bussière, B. (2002). *Barrières de recouvrement multicouches, deuxième édition*, Cours GML 6109 Stockage géologique des déchets, École Polytechnique de Montréal (notes de cours, non publié).

Aubertin, M., Aachib M, Authier, K. (2000a). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomebranes*, 18: 1-19.

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Dagenais, A.-M. (2000b). *Nouvelle procédures d'essais de diffusion et de consommation d'oxygène : Application au site LTA, Malartic, Québec*. Rapport final soumis à Golder et Associés (non publié).

Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.-M., Gagnon, D., Barbera, J.-M., Aachib, M., Bedard, C., Chapuis, R.P., Bernier, L. (1999). *Étude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. – Phase II : Essais en place*. Rapport de recherche Projet CDT P1899, NEDEM/MEND 2.22.2c, 331 pages.

Aubertin, M., Ricard, J.F., Chapuis, R.P. (1998). A predictive model for water retention curve: Application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35: 55-69.

Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A.-M., Bussière, B., Chapuis, R.P. (1997). *Études de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers*. Rapport NEDEM 2.22.2b. 107 pages.

Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R.P., Crespo, J.R. (1996). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*, n°1 :3-13.

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*. École Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Projet 2.22.2a, 164 pages.

Atkins, R.J., Hay, D., Robertson, J. (1997). Shallow water cover design methodology and Field verification. *Proceedings from the 4th international conference on acid rock drainage (ICARD)*. Vol.1, p.211-228.

Barbour, S. L., Yanful, E. K. (1994) A column study of static nonequilibrium fluid pressures in sand during prolonged drainage. *Canadian Geotechnical Journal*. Vol. 31, pp. 299-303

Bathe, K.-J. (1982). *Finite Element Procedures in Engineering Analysis*. Prentice- Hall.

Bear, J. (1972). *Dynamic of Fluid in Porous Media*. Dover, New Fork.

Bédard, C., (2004). Étude de laboratoire sur les propriétés hydriques non saturées de sols sableux, Mémoire de Maîtrise, Département des génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal., Québec, Canada.

Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A. -M., Archambault, M. (2004). Kinetic test comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential, *Envir.Geol.*, 46: p. 1086-1101

Benzaazoua, M., Bernier, L., Bussière, B., Plante, B. et Villeneuve, M. (2002). Essais de prédiction du DMA : revue de littérature sur les essais statiques et cinétiques. *Rapport d'avancement du projet 2.3.1 : Prédiction du DMA pour la sélection des modes de restauration*, Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers, 51 p.

Bowles, J.E. (1984). *Physical and geotechnical properties of soils*. McGraw Hill.

Binning, P.J., Postma, D., Russell, T.F., Wesselingh, J.A., Boulin, P.F. (2007). Advective and diffusive contribution to reactive gas transport during pyrite oxidation in the unsaturated zone. *Water Resources Research*, 43, WO2414.

Brooks, R.H., Corey, A.T. (1964). Hydraulic properties of porous media. *Colorado State University (Fort Collin), Hydrology Paper 3*.

Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A-M., Aubertin, M., Maqoud, A., Cyr, J. (2008) Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec: Résultats de 10 ans de suivi. *Symposium Rouyn-Noranda sur l'environnement et les mines*, 02-05 Novembre 2008. CIM. p. 49-64

Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydro-geotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geo-environmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal* 44(9): 1019–1052

Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W., Chapuis, R.P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3): 245-265.

Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., Julien, M. (2006) Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. *CIM Bulletin* 1(6): 1-11.

Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45(5): 609-622.

Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R.P. (2003). The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40: 512-535.

Bussière, B., Dagenais, A.-M., Mbonimpa, M., Aubertin, M. (2002). Modification of oxygen-consumption testing for the evaluation of oxygen barrier performance. *Proc. 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference*. Niagara Falls, Ontario. pp. 139-146

Bussière, B. (1999). Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées avec l'aide de modélisations physiques et numériques. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologie et des mines, École Polytechnique de Montréal, Université de Montréal. Québec, Canada.

Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Lelievre, J., Bois, D., Servant, S. (1998). Valorisation des résidus miniers. Une approche intégrée. Phase II. *Rapport final URSTM, UQAT. Ministère des Ressources Naturelles du Québec*, 194 p.

Bussière, B., Nicholson, R.V., Aubertin, M., Servant, S. (1997). Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: column test investigation. *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage*. Vancouver, B.C., 30 May – 6 June 1997. Mine Environment Neutral Drainage Program, CANMET, Natural Resources Canada, Ottawa, Ont. Vol. 2, pp. 763–778

Bussière, B. (1993). Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrières de recouvrement. Mémoire de Maîtrise. École Polytechnique de Montréal, Département des génies civil, géologie et des mines, Université de Montréal, Québec, Canada.

Caron, D., Poirier, P., Maurice, R., Hofton, T. (2005). Les Mines Selbaie: Restauration progressive d'un site générateur de drainage minier acide. Bhp Billiton, SNC-Lavalin. Rapport interne (non publié).

Catalan, L.J.J., Yanful, E.K. (2002). Sediment-Trap Measurements of Suspended Mine Tailings in Shallow Water Cover, *Journal of Environmental Engineering*, 128(1): 19-30.

Catalan, L.J.J. (2000). *Flooding of pre-oxidized mine tailings. Mattabi case study*. MEND 2000 report, 2.15.1a, 215p.

Catalan, L.J.J., Yanful, K.E., Boucher, J.F., Shelp, M.L. (2000). A field investigation of Tailings resuspension in a shallow water cover. *Proceedings from the 5th international conference on acid rock drainage (ICARD)*. Vol.2, p.921-931.

CHAPUIS, R.P. (2009) Numerical modelling of reservoirs or pipes in groundwater seepage. *Computers and Geotechnics* 36(5): doi:10.1016/j.compgeo.2009.01.005.

Chapuis, R.P. (2003). Permeability Tests in Rigid-Wall Permeameters: Determining the Degree of Saturation, its Evolution, and its influence on the Test Results. *Geotch Test J.*, 27(2)

Chapuis, R.P., Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal* 40(3): 616-628.

Chapuis, R.P., Chenaf, D., Bussière, B., Aubertin, M., Crespo, R.J. (2001). A user's approach to assess numerical codes for saturated and unsaturated seepage conditions. *Canadian Geotechnical Journal*.38(5):1113-1126

Chapuis, R.P. (1999). *Guide d'interprétation des essais de pompage*. Éditeur officiel du Québec, Environnement Québec p.158

Chapuis, R.P., Crespo, R., Chenaf, D., Aubertin, M. (1993). Evaluation of ground water f.e.m. Software for steady and unsteady state conditions. *46th Canadian Geotechnical Conference*, Saskatoon, pp. 61-70.

Chapuis, R.P., Légaré, P.P. (1992). A simple method for determining the surface area of fine aggregates and fillers in bituminous mixtures. In *Effects of aggregates and mineral fillers on asphalt mixture performance*.

Chapuis, R.P., Montour, I. (1992). Évaluation de l'équation de Kozeny-Carman pour prédire la conductivité hydraulique. *Proceedings of the 45th Canadian Geotechnical Conference*, Toronto, Ont. pp. 78.1.78.10.

Chapuis, R.P., Baass, K., Davenne, L. (1989). Granular Soils in Rigid Wall Permeameters: Method for Determining the Degree of Saturation. *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1),p 71-79

Collin, M. (1998). *The Bersbo Pilot Project. Numerical simulation of water and oxygen transport in the soil covers at mine waste deposits*. Swedish Environmental Protection Agency. Report 4763, 46 pages.

Collin, M., Rasmuson, A. (1990). Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyretic mine tailings. *Proceedings of the GAC-MAC Annual Meeting: Acid Mine Drainage Designing for Closure*, Vancouver, BC, Canada, Mai 1990, pp. 311-333.

Collin, M., Rasmuson, A. (1988). Gas diffusivity models for unsaturated porous media. *Soil Science America Journal*, 52: 1559-1565.

Collin, M. (1987). *Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Licenciate Treatise*. Department of Chemical Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.

Crank, J. (1975). *The Mathematics of Diffusion*. 2nd Ed. Clarendon Press, Oxford, U.K.

Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière B. (2006). Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table. *Proceedings of the 7th ICARD*, Saint Louis.

Dagenais, A.-M. (2005). Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Thèse de doctorat, Département des génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

Davis, G.B., Ritchie, A.IM. (1986). A model of oxidation in pyritic mine waste. Part I: Equations and approximate solution. *Applied Mathematical Modelling*, Vol. 10, p.314-322.

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Blier, A. (2008a) Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Mineral Engineering* **21**(4): 317-329 (Special edition Processing & Disposal of Mineral Industry Waste).

Demers, I., Bussiere, B., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M. (2008b). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal*, 46: 454–469

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Blier, A. (2007) Column Investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Proceedings of the PDMIW'07 Conference*, Falmouth, UK.

European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau (EIPPCB). (2003). *Best available Techniques for management of tailings and waste-rock in mining activities*. Draft reference document, Institute for Prospective Technologies – Technologies for Sustainable Development, 464 p.

Elberling, B., Damgaard, L.-R. (2001). Microscale measurement of oxygen diffusion and consumption in subaqueous sulfide tailings. *Geochemica et Cosmochimica Acta*, Vol.65, N0 12, p.1897-1905

Elberling, B., Nicholson, R.V. (1996). Field determination of sulphide oxidation rate in mine tailings. *Water Resource Research*, 32: 1773-1784.

Elberling, B., Nicholson, R.V., Reardon, E.J., Tibble, P. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal*, 13: 375-383.

Elberling, B., Nicholson, R.V., David, D. J. (1993). Field evaluation of sulphide oxidation rates. *Nordic Hydrology*, 24, p.323-338

Eriksson, N., Lindvall, M., Sandberg, M. (2001). A quantitative evaluation of the effectiveness of the water cover at the Stekenjokk tailings pond in NorthernSweden: Eight years of follow-up, *Intern. conf. on mining and the environment*, Skellfted, june 25 july 1 2001, p.216-227.

Evangelou, V.P. (1995). *Pyrite Oxidation and Its Control*. CRC Press.

Ferguson, K.D., Morin, K.A. (1991). The prediction of acid rock drainage – Lessons from the data base, *Proceedings of the 2nd International Conference on the Abatement of Acid Drainage*, Montréal, Canada, 3:83-106.

Fredlund, M. D., Wilson, G. W., Fredlund, D. G. (2002) Use of the grain-size distribution for estimation of the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 39: 1103–1117

Fredlund, D.G., Xing, A., (1994). Equations for the Soil-Water Characteristic Curve. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 31, pp.521-532.

Fredlung, D.G., Xing, A., Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), p.533-546

Fredlung, D.-G., Rahardjo, R. (1993). *Soil Mechanics for Unsaturated Soils*. A Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons.

Freeze, R.A., Cherry, J.A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J.

Geo-Slope. (2007). *Seep/W for finite element seepage analysis. User's guide*. Geo-Slope, Calgary, Alberta, Canada.

Godbout, J., (2005). Évolution des propriétés hydriques des remblais miniers cimentés en pâte durant le curage, Mémoire de Maîtrise, département des génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

Goldin, A.L., Rasskazov, L.N. (1992). *Design of Earth Dams*, Geotechnica 2, Ed. A.A. Balkema.

Gosselin, M. (2007). Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Mémoire de Maîtrise, département des génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

Gosselin, M., Aubertin, M. (2007a). Evaluation de l'effet du degré de saturation sur la diffusion et la consommation d'oxygène dans des résidus miniers sulfureux. *60th Canadian Geotechnical Conference and 8th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference*. October 21 to 24, 2007.

Gosselin, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., Martin, V. (2007b). An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings. *ICAST'07, 10-12 December 2007, Ghana*

Green, R.E., Corey, J.C. (1971). Calculation of Hydraulic Conductivity: A Further Evaluation of Some Predictive Models, *Soil Science Society of America Proceedings*, 35, p. 3-8.

Haverkamp, R., Parlange, J.Y. (1986). Predicting the water retention curve from particle-size distribution: 1. Sandy soils without organic matter. *Soil Science*, 142: 325–339.

Hernandez, M.A. (2007). Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée, Mémoire de Maîtrise en Génie Minéral, CGM, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

Hillel, D. (1998). *Environmental soils physics*. Academic press Inc, New York

Hillel, D. (1980). *Fundamentals of soil physics*. Academic Press Inc., New York, 413 p.

Holtz, R.D., Kovács, W.D. (1991). *Introduction à la géotechnique*. Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, Montréal

Huyakorn, P.S., Pinder, G.F. (1983). *Computational Methods in Subsurface Flow*. Academic Press inc., San Diego, USA.

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*. 33(3): 300-305.

Kovács, G. (1981). *Seepage hydraulics*. Elsevier, Amsterdam.

Lawrence, R.W., Wang, Y. (1997). Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. *Proc. 4th ICARD*, Vancouver, BC, p.449-464.

Lawrence, R.W. (1990). Prediction of the behavior of mining and processing wastes in the environment, dans Doyle (ed.) *Proc. Western Regional Symposium on Mining and Mineral Processing Wastes*, Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., Littleton, Co., p.115-121.

Levenspiel, O. (1972). *Chemical Reaction Engineering*, J. Wiley, New York.

Li, M., Catalan, L.J.J. and St-Germain, P. (2000). Rates of oxygen consumption by sulphidic tailings under shallow water covers - Field measurements and modelling, *Proceedings from the 5th international conference on acid rock drainage*. Vol.2, p.913-920.

Li, M., Aubé B., St-Arnaud, L. (1997). Consideration in the use of shallow water covers for decommissioning reactive tailings. *Proceedings from the 4th international conference on acid rock drainage (ICARD)*. Vol.1, p.171-130.

Maqsood, A., Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M. (2006). Modification of the predictive MK model to integrate hysteresis of the water retention curve. *Unsaturated Soils 2006: Proceedings of the fourth International Conference on Unsaturated Soils*, April 2-6, 2006, Carefree, Arizona, G.A.

Maqsood, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Cissokho, F., Aubertin, M. (2005) Suction break to control slope-induced desaturation in covers used as gas barrier. *58th Canadian Geotechnical Conference and 6th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Speciality Conferences*, 18-21 September 2005, Saskatchewan, Canada.

Maqsood, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Aubertin, M. (2004). Hysteresis effects on the water retention curve: comparison between laboratory results and predictive models. *5th joint CGS/IAH-CNC conference*. P. 8-14.

Maqsood, A., Bussière, B., Aubertin, M. (2002) L'hystérésis de sols non saturés utilisés dans les couvertures avec effets de barrière capillaire. *Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference - 3rd Joint International Association of Hydrogeologists - Canadian National Chapter - Canadian National Chapter - Canadian Geotechnical Society (IAH-CNC/CGS) Conference: Ground and Water: Theory to Practice*, Niagara Falls, pp.181-188. CD-ROM.

Marihno, F.A.M., Take, W.A., Tarantino, A. (2008). Measurement of Matric Suction Using Tensiometric and Axis Translation Techniques, Sao Paulo, *Geotech Geol Eng*, 26, p.615-631.

Marshall, T.J. (1959). The diffusion of gas in porous media. *Journal of Soil Science*, 10: 79-82.

Martin, V., Aubertin, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Dagenais, A., Gosselin, M. (2006a). Measurement of oxygen consumption and diffusion in exposed and covered reactive mine tailings. *International Conference on Acid Rock Drainage*, March 26-30, 2006, St. Louis MO.

Martin, V., Aubertin, M., McMullen, J. (2006b). Surface disposal of paste tailings. *Proc. 5th ICEG Environmental Geotechnics: Opportunities, Challenges and Responsibilities for Environmental Geotechnics*, Thomas H.R. (ed.), 26-30 June 2006, Cardiff UK. Thomas Telford, 2: 1471-1478.

Martin, V. (2006). Evolution of the Hydrogeotechnical Properties of Paste Tailings Deposited on Surface - Literature Review. Évaluation prédoctorale (non publié). École Polytechnique de Montréal, Université de Montréal. Québec, Canada.

Martin, V., McMullen, J., Aubertin, M. (2005). Les résidus en pâte et la déposition en surface des rejets de concentrateur. *Symposium 2005 sur l'environnement et les mines*, 15-18 mai 2005, Rouyn-Noranda, Canada. CIM.

Martin, V. (2003). Étude des propriétés non saturées des stériles miniers. Mémoire de Maîtrise en génie minéral, Département des génies civil, géologiques et des mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada

Masrouri, F., Bicalho, K.V., Kawai, K. (2008). Laboratory Hydraulic Testing in Unsaturated Soils, *Geotech Geol Eng*, (2008) 26:691–704

Mbonimpa, M., Awoh, A. S., Beaud, V., Bussière, B., Leclerc, J. (2008). Spatial water quality distribution in the water cover used to limit acid mine drainage generation at the Don Rouyn site (QC, Canada). *Proceedings of the 61th Canadian Geotechnical Conference and the 9th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference*, 21-24 September 2008, Edmonton, pp. 855-862.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B. (2006). Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovács (MK) model and statistical models. *Canadian Geotechnical Journal*, 43: 773-787.

Mbonimpa, M., Aubertin, M. (2003). *Mouvement des gaz en milieux poreux partiellement saturés*. Rapport EPM-RT-2003-04. École Polytechnique de Montréal, 45 pages.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., Bussière, B. (2003). Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40: 916-932.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20: 235-259.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Dagenais, A.-M., Bussière, B., Julien, M., Kissiova, M. (2002). Interpretation of Field Tests to Determine the Oxygen Diffusion and Reaction Rate Coefficients of Tailings and Soil Covers. *Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference*. Niagara Falls, Ontario. 147-154.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., Bussière, B. (2002c). *Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials*. Rapport EPM-RT-2002-04, École polytechnique de Montréal, 55 pages.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., Bussière, B. (2000a). Développement de fonctions hydriques utilisant les propriétés géotechniques de base. *Proceeding of 1st Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conf., 53rd Canadian Geotechnical Conference*, Montreal, 343–350.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B., Julien, M. (2000b). Procédures et interprétation des essais de diffusion et de consommation d'oxygène en laboratoire et in situ. *NEDEM 2000*, Sherbrooke, Session 6, 17-22.

MEND (2004). *Design, construction and performance monitoring of covers systems for waste rocks and tailings*. O'Kane Consultants (ed.), *Mend report 2.21.4*.

MEND (2001). *Prevention and control, MEND manual vol.4*. G.A. Tremblay et C.M. Hogan (eds.) CANMET.

MEND (2000). Colloque sur la recherche de méthodes innovatrices pour le contrôle du drainage minier acide, 3-5 Octobre 2000, Sherbrooke, Québec, Canada.

MEND (1996). *Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings*. Mend report 2.17.1

MEND (1993). *Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective*. Mend report 1.32.1 CANMET, Ottawa.

MEND (1991). *Acid Rock Drainage Prediction Manual*, Mend report 1.16.1b

MEND (1989). *Investigation of Prediction Techniques for Acid Mine Drainage*, Mend report 1.16.1a

Mian, M.H., Yanful, E.K. (2007). Erosion characteristics and resuspension of sub-aqueous mine tailings. *J. Environ. Eng. Sci.* Vol 6. p. 175-190

Mian, M.H., Yanful, E.K. (2003). Tailings erosion and resuspension in two mine tailings ponds due to winds waves. *Advence in Environmental Research*, Vol. 7, 4, p.745-765.

Milczarek, M., Yao, T-M., Vinson, J., Word, J., Kiessling S., Musser, B., Mohr, R. (2003). Performance of Mono-Layer Evapotranspiration Covers in Response to High Precipitation and Extended Drought Periods in the Southwestern Unites States. *Proceedings of the 6th ICARD*, p. 307-317.

Miller, S.D., Jeffery, J.J. and Wong, J.W.C. (1991). Use and misuse of the acid-base account for AMD prediction. *Proc. 2^{ème} Conference Internationale sur la Réduction des Eaux de Drainage Acides*, Montréal, tome II, p.491-506

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

Millington, R.J., Quirk, J.P. (1961). Permeability of porous solids. *Faraday Society Transport.*, 57: 1200-1206.

Molson, J.W., Fala, O., Aubertin, M., Bussière, B. (2005). Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles. *J. Contam. Hydrol.* 78(4), p.343-371.

Morin, K.A., Hutt, N.M. (1997). *Environmental Geochemistry of minesite Drainage*. Practical Theory and Case Studies. MDAG Publishing.

Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resource. Research.* 12 (3), p.513-522.

Nicholson, R.V., Tibble, P.A. (1995). Review of the use of elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage in tailings, *report to SENES Consultants for project 31706*, 35p.

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 layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26: 1–8.

Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., Reardon, E.J. (1988). Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution, 1, experimental kinetics. *Geochemica et Cosmochimica Acta*, 50: 1509-1520.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., Zagury, G.J. (2009). Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulphide oxidation. *Applied Geochemistry* 24: 1312-1323.

Ouangrawa, M. (2007). Analyse des facteurs d'influence sur le comportement hydrogéochimique des rejets miniers sulfureux partiellement submergés. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Université de Montréal, Québec, Canada.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Zagury, G.J., Bussière, B. (2006). The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: A laboratory and numerical modeling study. *CD-ROM, Proceedings of the 7th ICARD*, March 26-30, 2006

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Zagury, G.J., Bussière, B. (2005). An evaluation of the elevated water table concept using laboratory columns with sulphidic tailings. *Proceedings of the 58th Canadian Geotechnical Conference and 6th joint CGS-IAH-CNC Conference*, CD-Rom,

Ovara, A.D., Tremblay, G.A., Tibble, A., Nicholson, R. (1997). Prevention of acid rock drainage through the application of in-pit disposal and elevated water table concepts, *4th International Conference on acid rock drainage, Proceedings*, Vol.3, Vancouver p.973-983.

Paktunc, A.D. (1999). Characterization of mine waste for prediction of acid mine drainage. *Environmental impacts of mining activities, emphasis on mitigation and remedial measures*. Azcue, J.M. editor, Springer-Verlag Berlin, 19-40.

Peacey, V., Yanful, E.K. (2003). Metal mine tailings and sludge co-deposition in a tailings pond. *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 145, pp. 307-339.

Perkins, E.H, Nesbitt, H.W., Gunter, W.D., St-Arnauld, L.C., and Mycroft, J.R. (1995). *Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acid drainage from waste rock*. MEND report, 1.42.1

Plante, B. (2004). Comparaison des essais statiques et évaluation de l'effet de l'altération pour des rejets de concentrateur à faible potentiel de génération d'acide. Mémoire de Maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

Qiu, Y., Segoo, D.C. (2001) Laboratory Properties of Mine Tailings. *Canadian Geotechnical Journal*. vol 38: 183-190.

Richards, L.A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous medium. *Journal Physics*. 1: 318-333.

Ripley, E.A., Redmann, R.E., Crowder, A.A. (1996). *Environmental effects of mining*. St. Lucie Press.

Robinson, D.A., Gardner, C.M.K., Evans, J., Cooper, J.D., Hodnett, M.J., Bell, J.P. (1998). The dielectric calibration of capacitance probes for soil hydrology using an oscillation frequency response model. *Hydrol Earth System Sci*, 2(1), p.111-120.

Rowe, R.K., Booker, J.R., Fraser, M.J. (1994). *POLLUTEv6 and POLLUTE-GUI user's guide*. GAEA Environmental Engineering Ltd., London, Ontario.

Rowe, R.K., Booker, J.R. and Fraser, M.J. (1998). *POLLUTEv6 and User's guide*. GAEA Environmental Engineering Ltd. London, Ontario, 305 p.

Samad, M.A., Yanful E.K. (2005). A design approach for selecting the optimum water cover depth for subaqueous disposal of sulfide mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, v 42, n 1, p 207-228, February 2005

Scharer, J.M., Annable, W.K., Nicholson, R.V. (1993). *WATAIL 1.0 User's manual*. Institute for Groundwater Research, University of Waterloo, Canada.

Seegerlind, L.J. (1984). *Applied Finite Element Analysis*. John Wiley and Sons.

Senes Consultants Ltd (1996). *Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings*. Rapport MEND 2.17.1

Simms, P.H., Yanful, E.K. (1999). Some insights into the performance of an experimental soil cover near London, Ontario. *Canadian Geotechnical Journal*, vol.36.p.846-860.

Simms, P.H., Yanful, E.K., St-Arnaud, L., Aubé, B. (2000). A laboratory evaluation of metal release and transport in flooded pre-oxidized mine tailings. *Applied Geochemistry*, vol.15.p.1245-1263.

Sjoberg Dobchuk, B., Wilson, G.W., Aubertin, M. (2003). Evaluation of a single-layer desulphurized talings cover. *Proceedings of the Int. Conf. Acid Rock Drainage (ICARD 03): Application and Sustainability of Technologies*, 14-17 July 2003, Cairns, Queensland, Australia. T. Farrell, G. Taylor (eds.), pp. 373-381. The Australasian Institute of Mining and Metallurgy.

Sjoberg Dobchuk, B. (2002). Evaluation of the effectiveness of desulphurized tailings cover at Detour Lake Mine. Mémoire de Maîtrise, University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan, Canada.

Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R., Smith, R.M. (1978). *Field and laboratory methods applicable to overburdens and mine soils*. Report EPA-600/2-78-054, U.S. National Technical Information Report PB-280 495. 403 p.

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

SRK (Steffen, Robertson and Kirsten) (1989). *Draft Acid Rock Technical Guide*. BC AMD Task Force, Vol.1.

St-Arnaud, L.C.and Yanful, E.K. (1993). Recouvrements d'eau pour la fermeture de parcs à résidus miniers sulfureux: Etude de cas de Mattabi Mines. *NEDEM 93*, p.67-85.

Tarantino A., Ridley A.M., Toll D.G. (2008). Field Measurement of Suction, Water Content, and Water Permeability. *Geotech Geol Eng*, 26, p.751-782.

Tibble, P.A. (1997). A survey of In Situ Oxygen Consumption rates for Sulphide Tailings : Investigation on Exposed Tailings and Selected Remediation efforts. Mémoire de Maîtrise, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada.

Tibble, P.A., Nicholson, R.V. (1997). Oxygen Consumption on sulphide Tailings Covers: Measured Rates and Applications. *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, 647-661.

Todd, D.K. (1980). *Groundwater hydrology*. 2nd Ed. John Wiley & Sons, New York, New York.

van Genuchten, M.Th., Leij, F.J., Yates, S.R. (1991). *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils*. Environmental Protection Agency. EPA/600/2-91/065.

van Genuchten, M. (1980). A closed-form equation for predicting hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science America Journal*. 44: 892-898.

Vick, S.G. (1983) *Planning, Design and analysis of tailings dams*. John Wiley & Sons. 382 p

Vigneault, B., Campbell, P.G.C., De Vitre, R., Premont, S. (2001). Geochemical changes in sulfidic mine tailings stored under shallow water. *Water Research*, Vol.35, Issue 4, p.1066-1076.

Villeneuve, M. (2004). Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques. Mémoire de Maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

Vukovic, M., Soro, A. (1992) *Determination of hydraulic conductivity of porous media from grain-size composition*. Water Resources Publications, Littleton, Colorado.

Wilson, G.W., Fredlund, D.G., Barbour, S.L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soils surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*., 34, p.145-155.

Yanful, E.K., Verma, A. (1999). Oxidation of flooded mine tailings due to resuspension. *Canadian Geotechnical Journal*, vol 36. p. 826-845

Yanful, E.K., Simms, P.H., Payant, S. (1999). Soil covers for controlling acid generation in the mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry, *Water, air and soil pollution*, 114, p347-375.

Yanful, E. K., Aubé, B.C., Woysner, M., St-Arnaud, L.C. (1994). Field and laboratory performance of engineered covers on the Waite Amulet tailings. *Proceeding of 3rd International Conference on The Abatement of Acid Drainage*. Pittsburgh, PA, U.S.A., April, 24–29.

Yanful, E.K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *Journal of Geotechnical Engineering*, ASCE, 119(8): 1207–1228.

Yang, M., Yanful, E.K. (2001). Water balance during evaporation and drainage in cover soils under different water tables. *Advances in Environmental Research* 6, p.505-521.

Zagury, G.J., Narasiah, K.S., Tyagi, R.D., Brzezinski, R. (1997). Conservation et reactivation de communautés bactériennes ferroxydantes impliquées dans la biolixiviation des sols contaminés. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 24(6) p. 1050-1058.

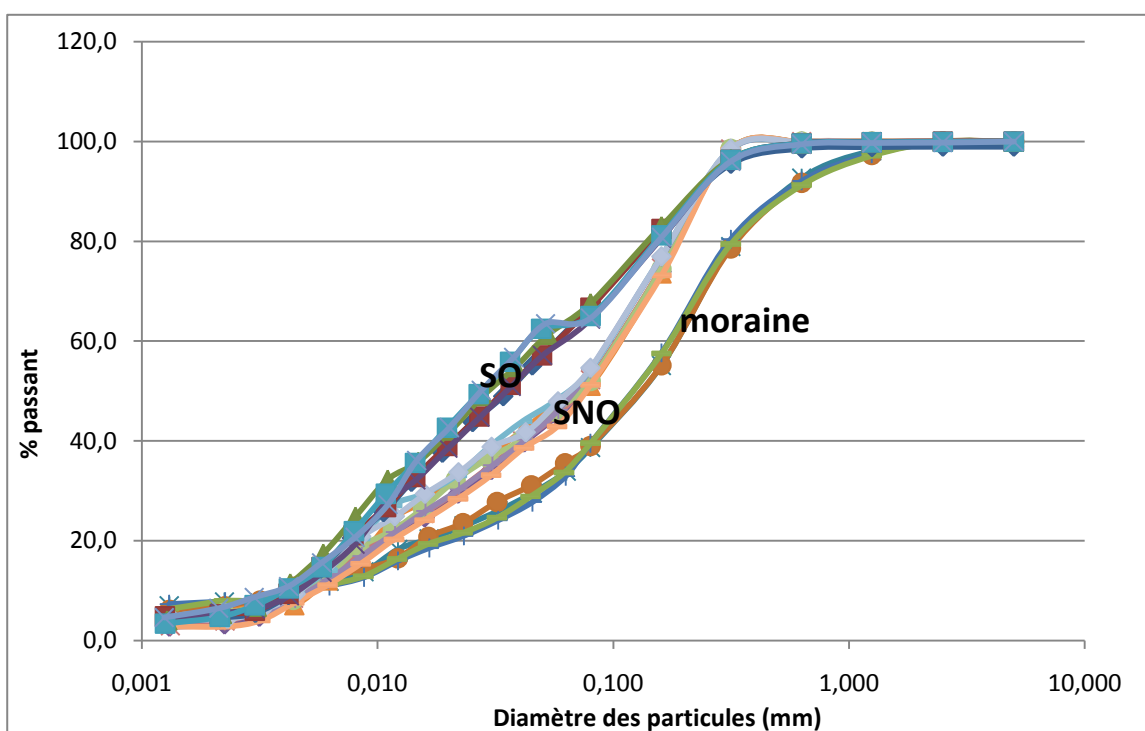
Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, K., McMullen, J. (2001). Capillary cover design for leach pad closure. *SME Annual Meeting*. February 26-28. Denver, Colorado.

Zienkiewicz, O.C., Taylor, R.L. (1991). *The Finite Element Method*. Fourth Edition, Vol. 1 & 2, McGraw-Hill.

ANNEXES

ANNEXE A-Résultats de laboratoire

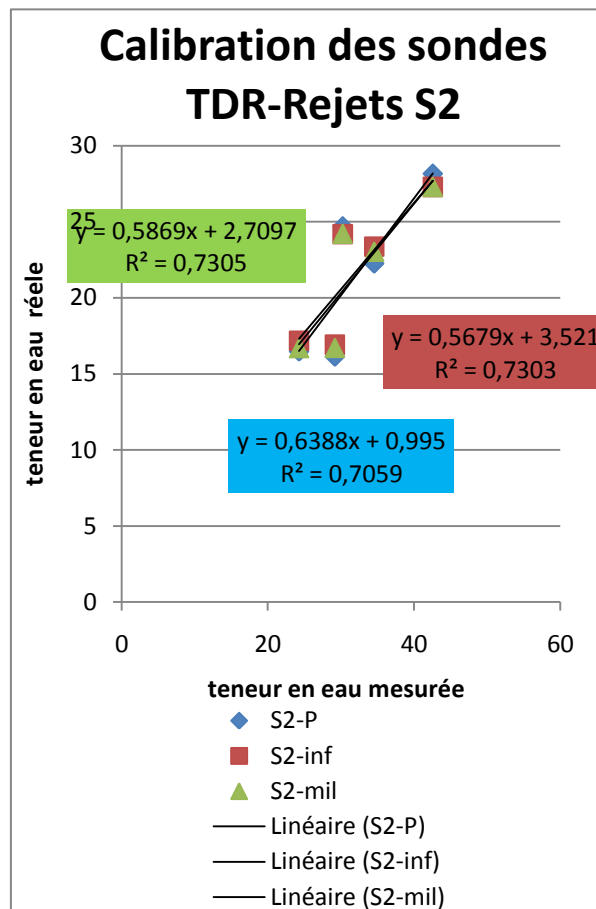
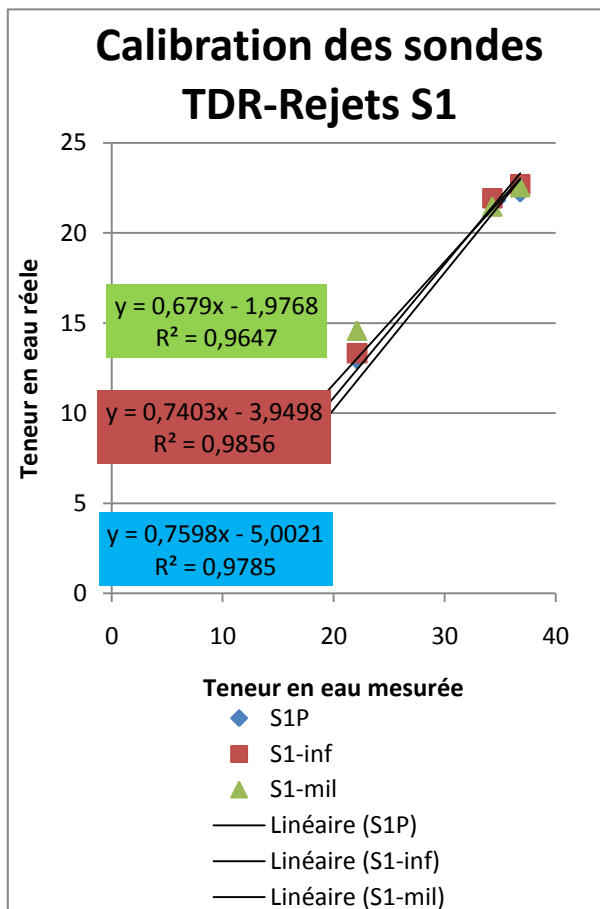
A1-Granulométrie et densité relative



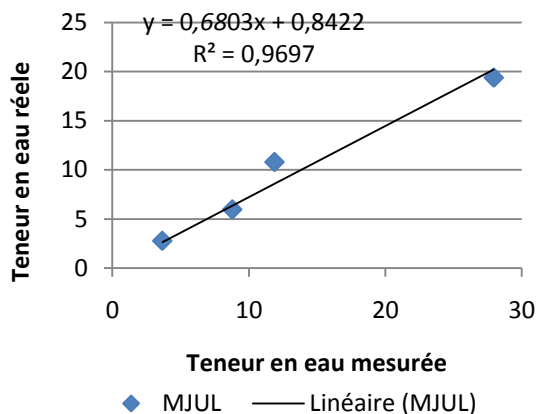
	Echantillon	Valeur 1	Valeur 2	Valeur 3	Moyenne
S1	1	2,747	2,741	2,734	2,741
S1	5	2,770	2,728	2,713	2,737
S1	6	2,742	2,721	2,731	2,731
S1	7	2,777	2,744	2,800	2,774
S1	8	2,714	2,723	2,719	2,719
S2	1	2,856	2,843	2,863	2,854
S2	2	2,905	2,865	2,876	2,882
S2	3	2,852	2,842	2,822	2,839
S2	4	2,869	2,858	2,856	2,861
S2	5	2,900	2,870	2,899	2,890
S2	6	2,872	2,876	2,879	2,876
S2	7	2,887	2,889	2,914	2,897
Moraine	1 2	2,670	2,732	2,717	2,706
Moraine	3 4	2,668	2,707	2,716	2,697
Moraine	MSEP 1	2,665	2,708	2,686	2,686
Moraine	MSEP 2	2,674	2,697	2,345	2,685

ANNEXE B-Calibration des appareils de mesures

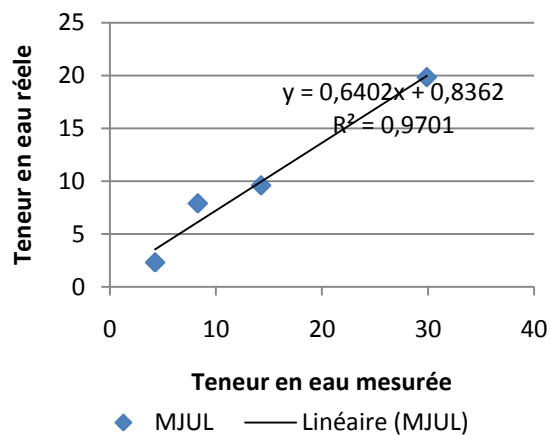
B1-Sondes TDR



Calibration des sondes TDR-moraine S1

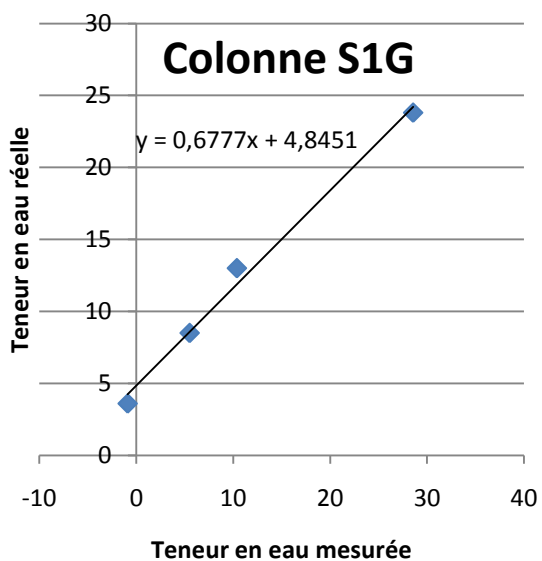


Calibration des sondes TDR-moraine S2

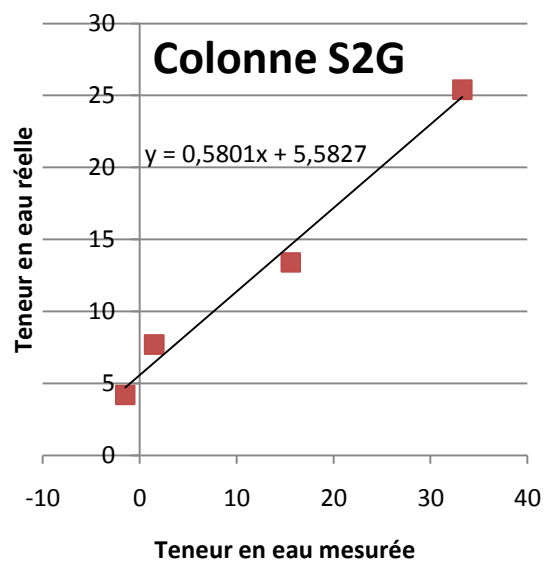


B2-Sondes Ech₂O

Colonne S1G

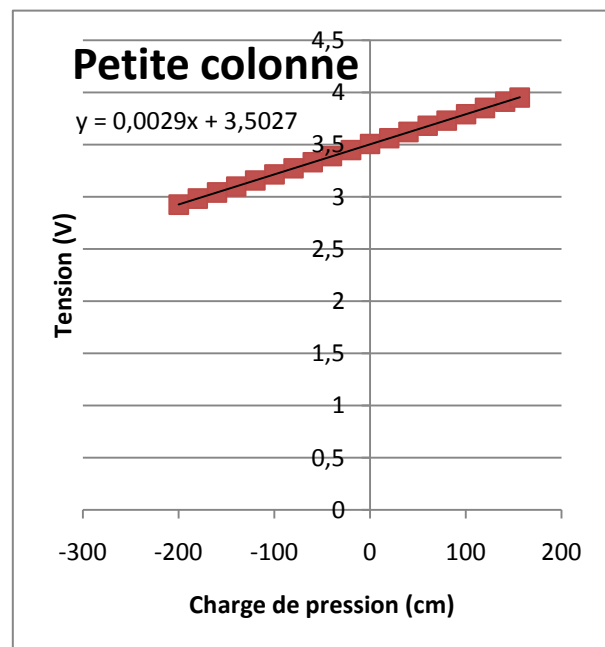
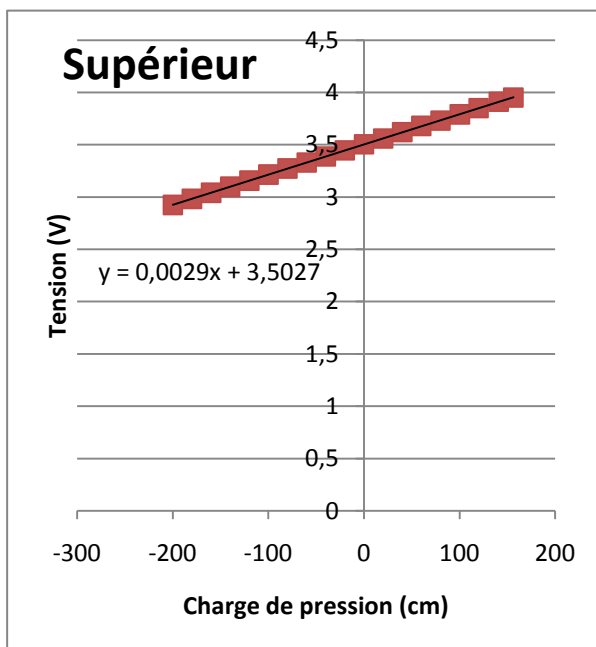
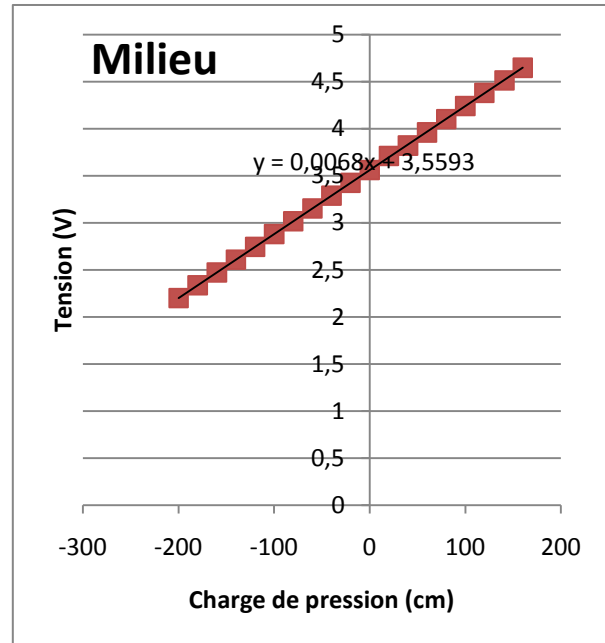
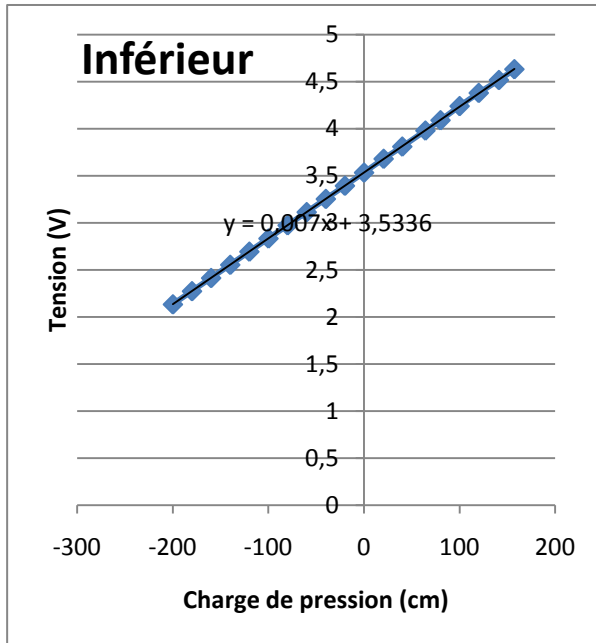


Colonne S2G

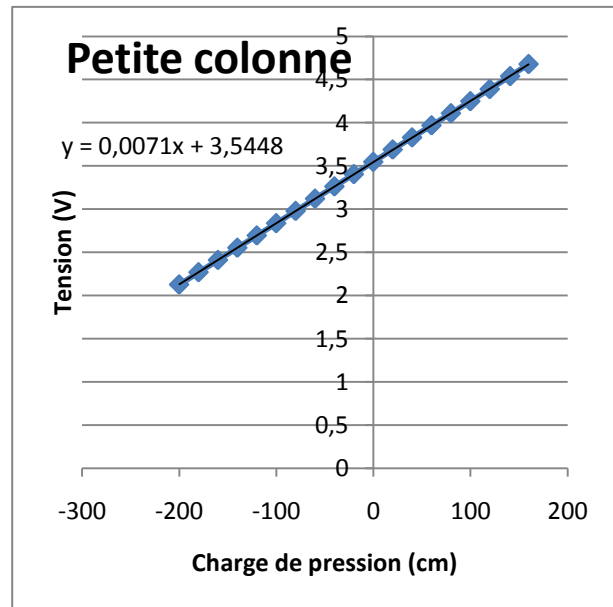
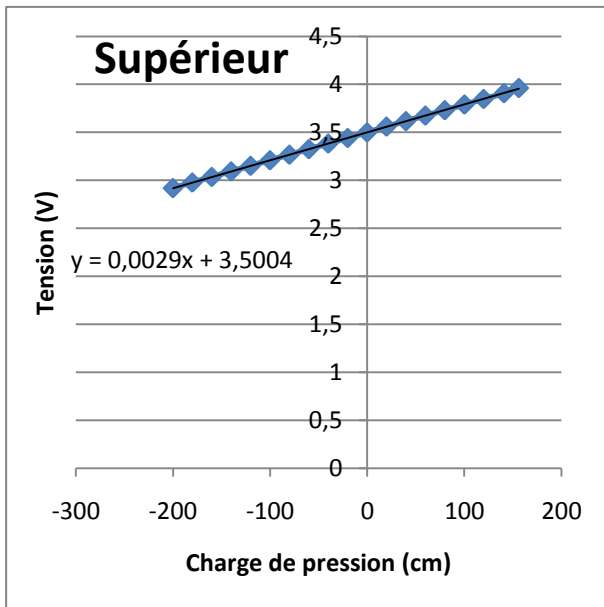
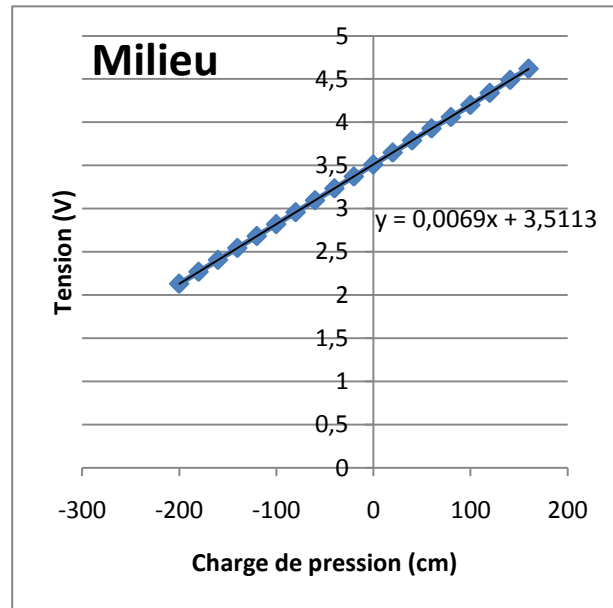
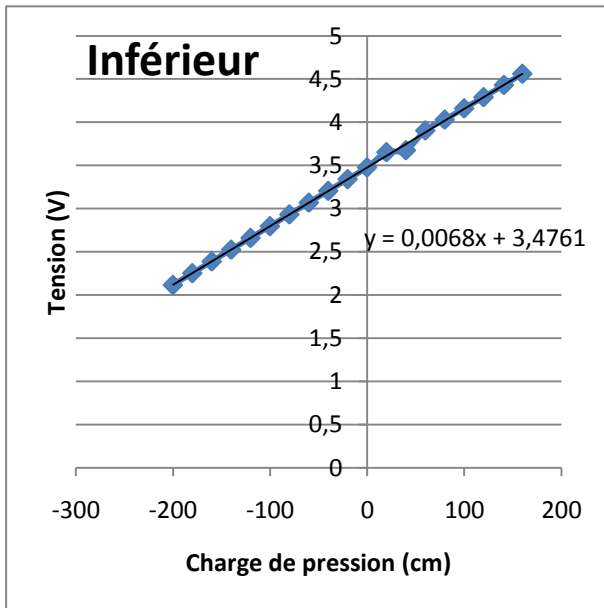


B3-Tensiomètres

Rejets S1 (colonne S1G et S1P)



Rejets S2 (colonne S2G et S1G)



B4-Montage des colonnes

Colonne S1G

Couche	Epaisseur (cm)	e	\varnothing (%)	Sr (%)	w
1	14,0	0,55	0,37	1,03	0,21
2	10,7	0,44	0,37	1,20	0,19
3	11,7	0,44	0,35	1,14	0,18
4	12,2	0,49	0,28	0,86	0,15
5	12,5	0,53	0,30	0,87	0,17
6	11,9	0,47	0,31	0,98	0,17
7	12,4	0,42	0,27	0,92	0,14
8	12,4	0,48	0,40	1,25	0,22
9	15,6	0,52	0,37	1,08	0,20
10	14,5	0,47	0,35	1,08	0,19
11	13,4	0,45	0,32	1,03	0,17
12	12,4	0,26	0,23	1,10	0,11
13	24,8	0,46	0,33	1,06	0,18
Moyenne rejets	13,7	0,46	0,33	1,05	0,18
Moraine	30,0	0,42	0,38	1,30	0,20

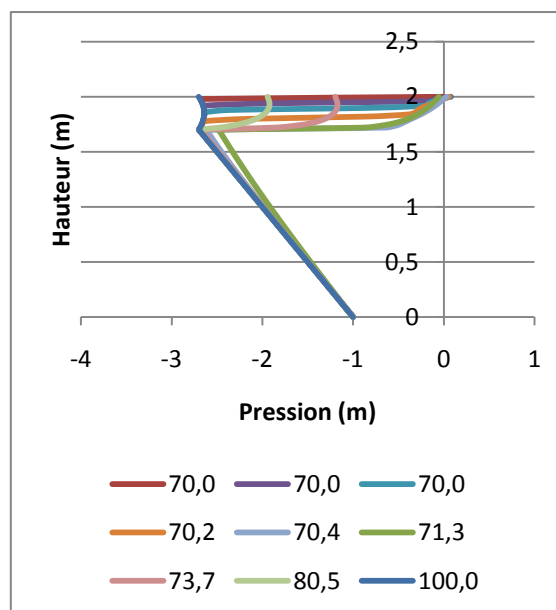
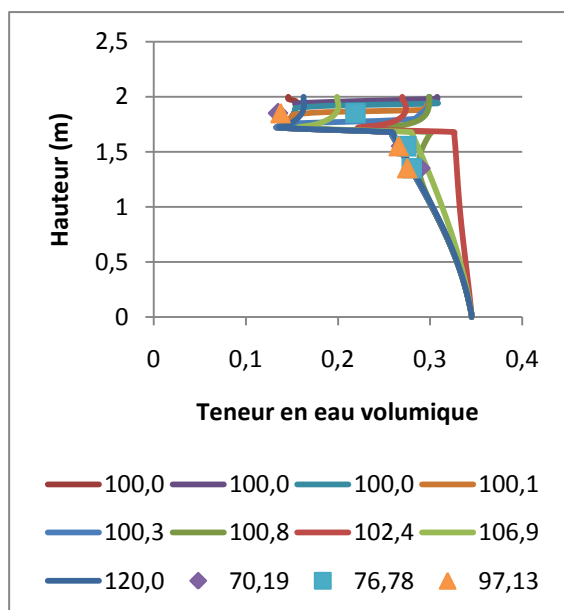
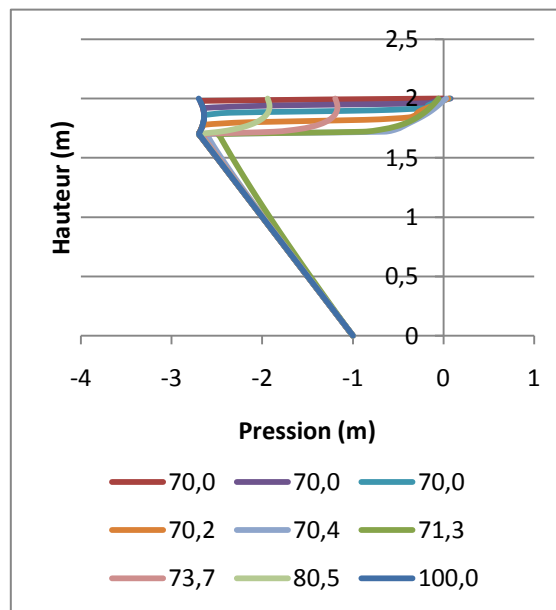
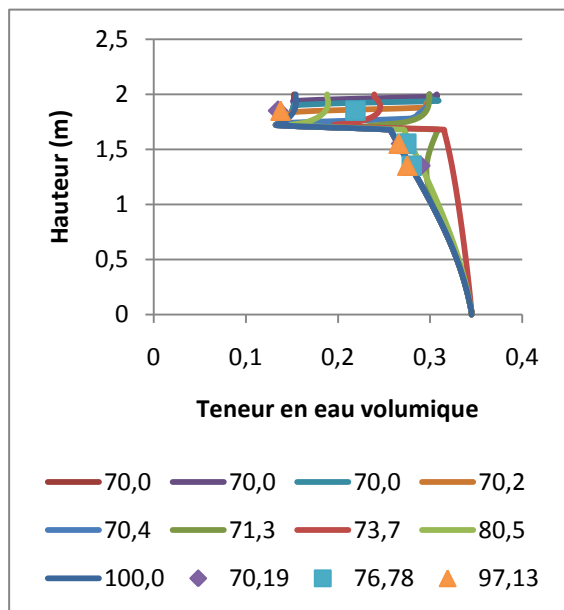
Colonne S2G

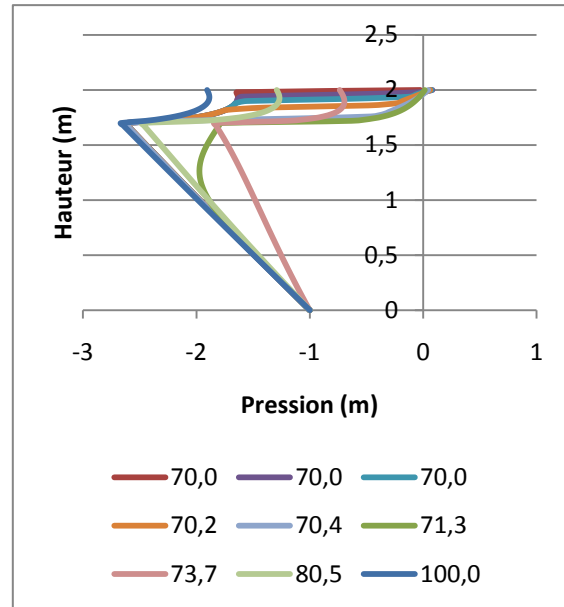
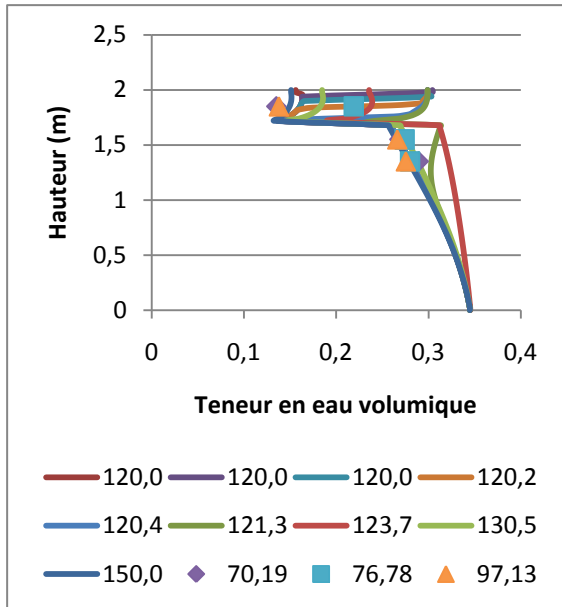
Couche	Epaisseur (cm)	e	\varnothing (%)	Sr (%)	w
1	12,9	0,62	0,39	1,02	0,22
2	11,4	0,50	0,40	1,21	0,21
3	14,4	0,68	0,35	0,85	0,20
4	13,1	0,62	0,39	1,02	0,22
5	15,0	0,68	0,35	0,85	0,20
6	12,2	0,40	0,25	0,88	0,12
7	14,1	0,68	0,37	0,91	0,22
8	14,1	0,64	0,41	1,06	0,24
9	15,1	0,57	0,38	1,04	0,21
10	12,7	0,43	0,28	0,92	0,14
11	14,4	0,58	0,39	1,08	0,22
12	16,8	0,63	0,40	1,03	0,23
Moyenne rejets	13,6	0,6	0,4	1,0	0,20
Moraine	34,3	0,42	0,28	0,93	0,15

ANNEXE C-Modélisations numériques

C1-Rejets S1

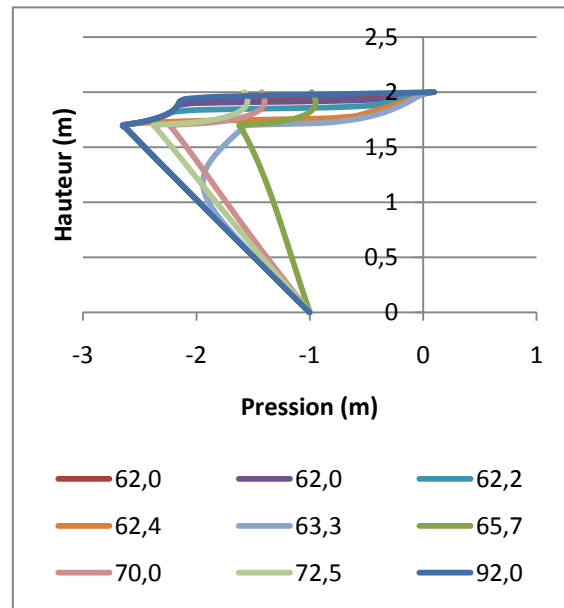
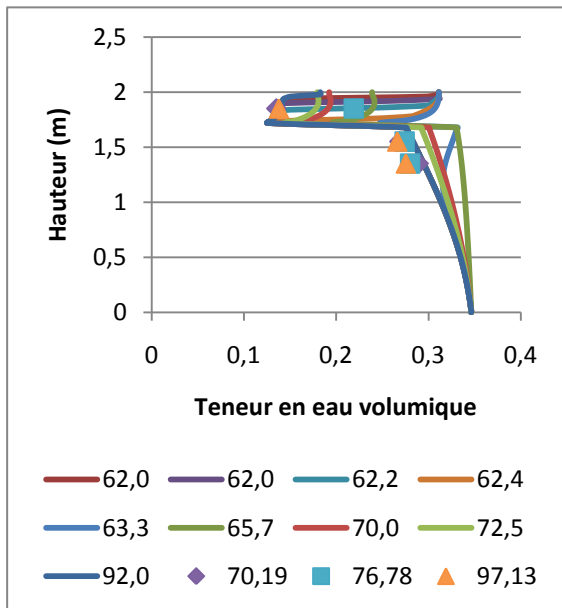
Validation initiale du modèle Cycle 3,4 et 5

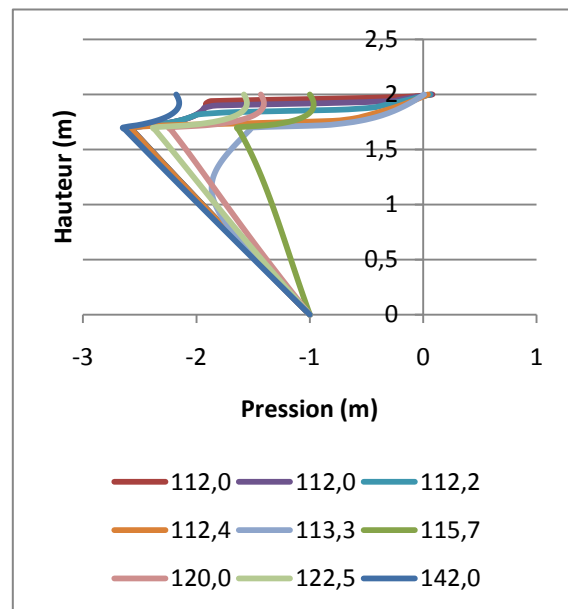
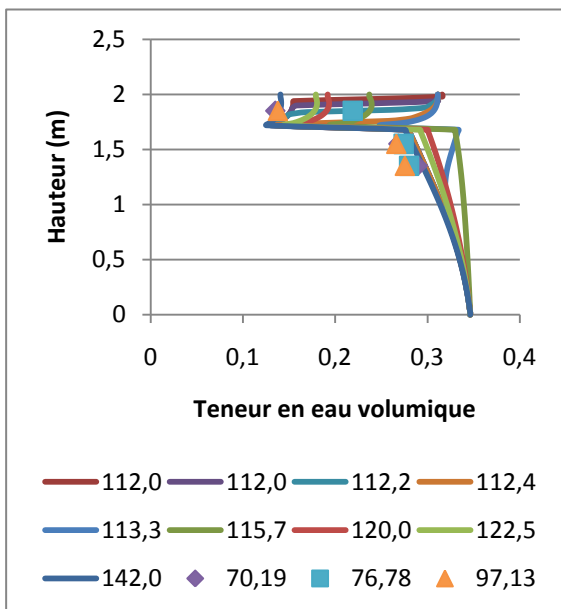
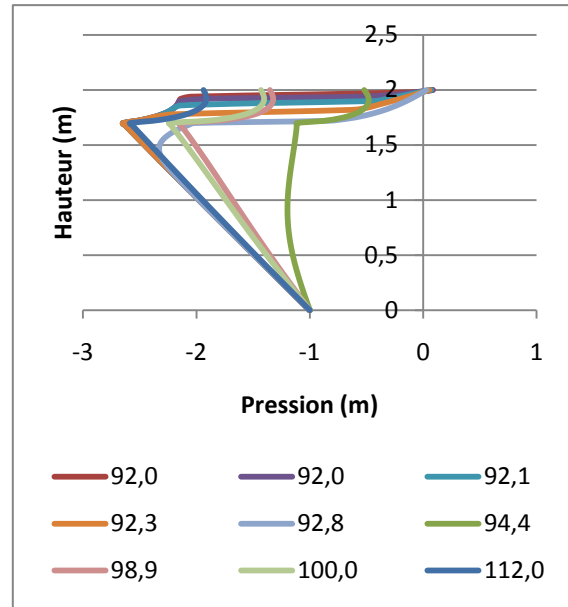
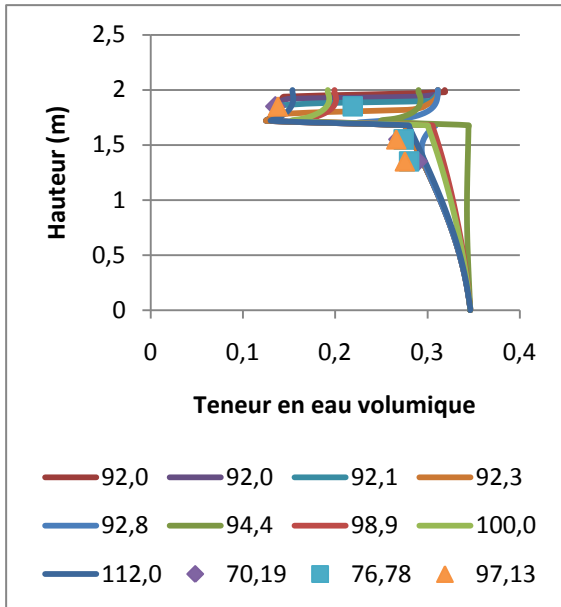




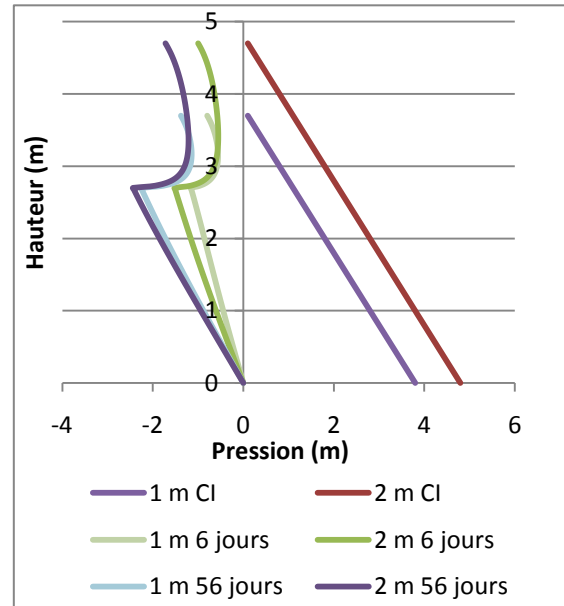
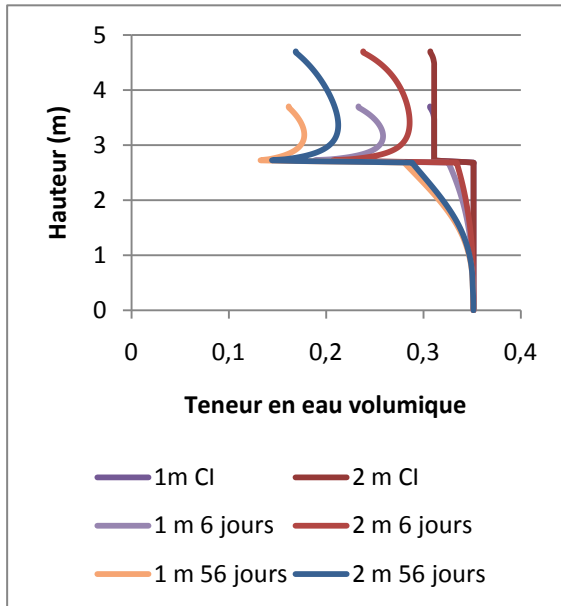
C2-Rejets S2

Validation initiale du modèle Cycle 3, 4 et 5

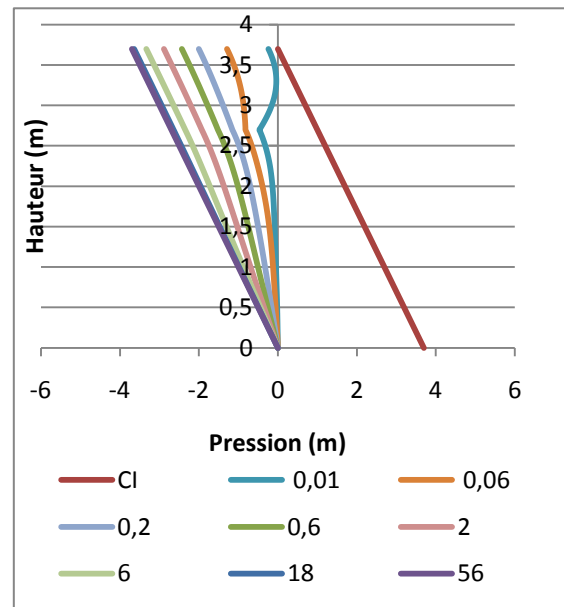
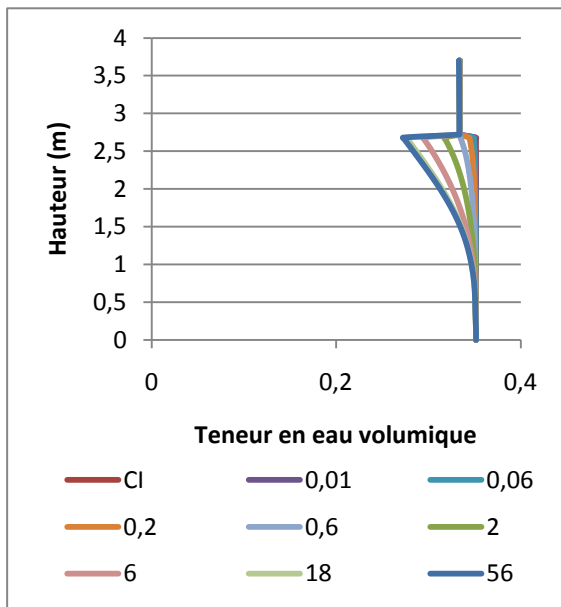


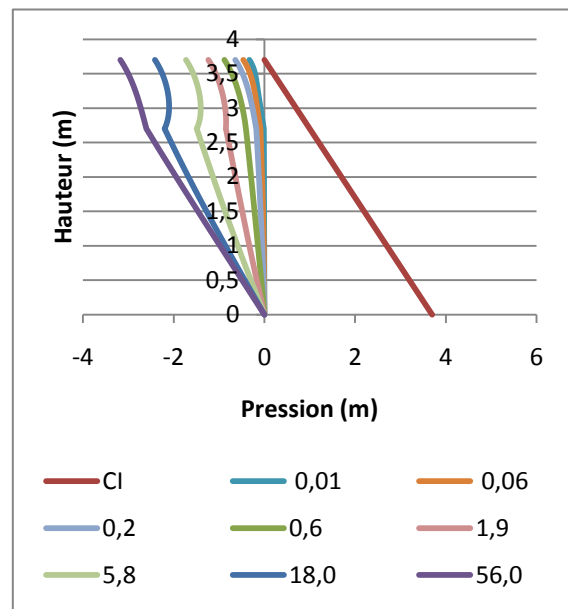
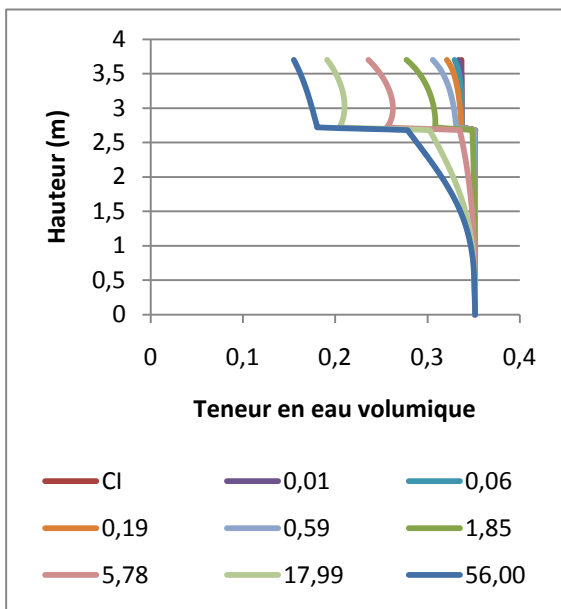
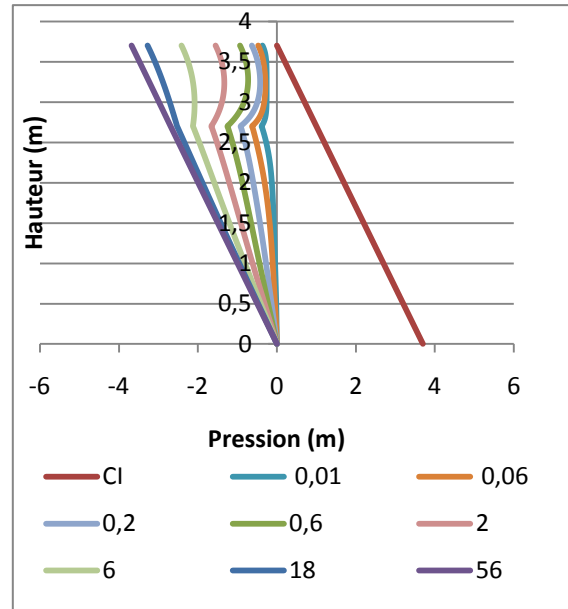
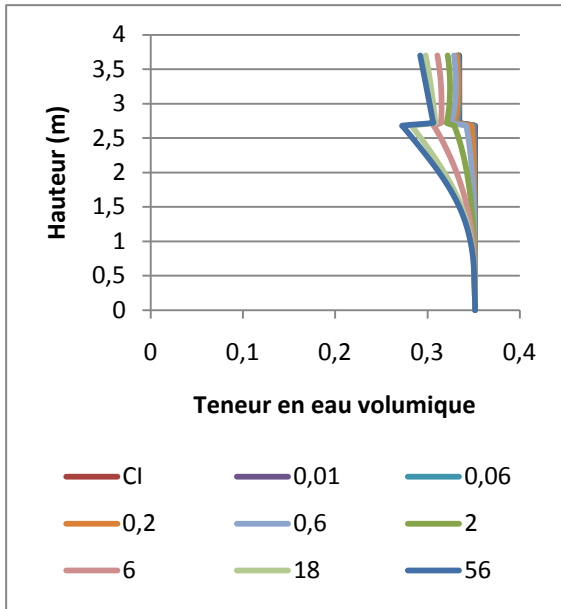


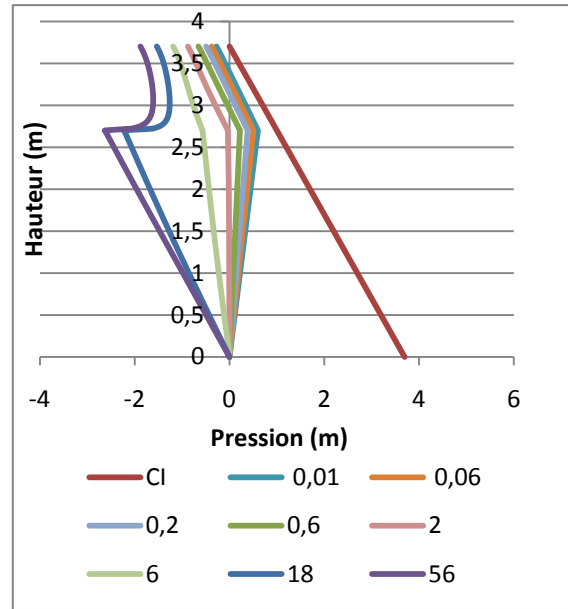
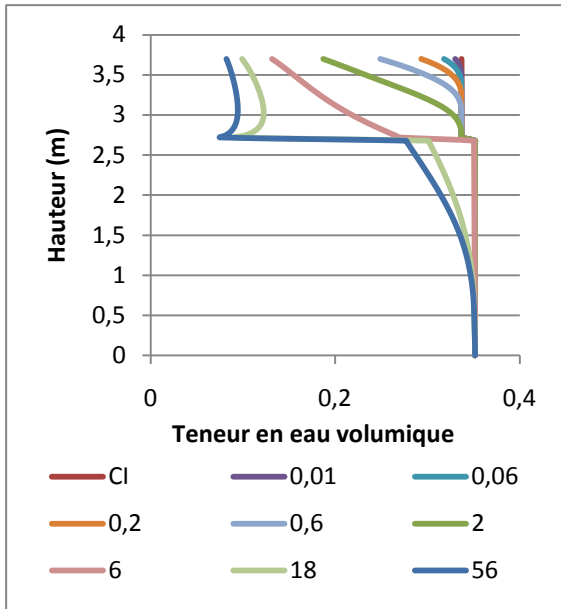
Influence de l'épaisseur de la couverture de moraine : Cas 1 et 2



Effets de la granulométrie de la moraine : Cas 3,4, 5 et 6







Effets de la profondeur de la nappe Cas 7 à 13

