

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effets de
barrière capillaire sur une halde à stériles de grande dimension**

JEANNE LAVOIE-DERASPE

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie minéral

Décembre 2019

© Jeanne Lavoie-Deraspe, 2019.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé:

Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effets de barrière capillaire sur une halde à stériles de grande dimension

présenté par **Jeanne LAVOIE-DERASPE**

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

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

Vincent CLOUTIER, président du jury

Bruno BUSSIÈRE, directeur de recherche

Abdelkabar MAQSOUD, codirecteur de recherche

Isabelle DEMERS, codirectrice de recherche

Thomas Pabst, membre

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur de projet, Bruno Bussière, qui m'a soutenu malgré mes choix de vie qui ont compliqué la finalisation de ce projet. Je remercie également l'équipe de l'URSTM, particulièrement Akué Sylvette Awoh, ainsi que mes codirecteurs de recherche, Abdelkadir Maqsoud et Isabelle Demers, pour leurs conseils et corrections. Mon conjoint, Laurent, m'a permis de conclure ce projet en me soutenant et prenant soin de notre fille. Finalement, merci à ma famille, mes amis et mes collègues de travail qui m'ont permis de garder la motivation.

RÉSUMÉ

La restauration de haldes à stériles miniers de grande envergure est un défi de taille pour les entreprises minières. Les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) sont principalement utilisées pour contrôler la génération d'acide sur les parcs à résidus minier, mais plus rarement sur les haldes à stériles. Le principe de cette méthode de recouvrement est de placer une couche de matériel fin sur une couche de matériel plus grossier. Le matériel fin demeure saturé en eau grâce aux effets de barrière capillaire (Aubertin et al. 1995, Bussière et al. 1999). La diffusion d'oxygène est ainsi diminuée, ce qui limite le drainage minier acide (DMA) dans les rejets minier. Par ailleurs, pour qu'une CEBC soit efficace, la succion dans la couche de rétention d'eau ne doit pas être plus grande que la pression d'entrée d'air puisque cela pourrait induire une désaturation du matériel fin et, par le fait même, une perte de performance de la CEBC. Ces conditions peuvent théoriquement être rencontrées dans les haldes à stériles de grandes dimensions. L'objectif du projet est donc de déterminer l'efficacité de CEBC comme méthode de restauration de la surface horizontale d'une halde à stériles miniers de grande dimension à l'aide de modèles physiques à échelle intermédiaire sur le terrain et de simulations numériques. Pour ce faire, des cellules expérimentales instrumentées (CS2 et CS3) représentant des scénarios de recouvrement de type CEBC ont été construites sur le site de la Mine Canadian Malartic (MCM). La cellule CS2 est une CEBC typique comprenant une couche de bris capillaire de 0,5 m d'épaisseur, une couche de rétention d'eau de 1 m d'épaisseur et une couche de protection de 0,3 m d'épaisseur. La cellule CS3 est une CEBC n'ayant pas de couche dédiée au bris capillaire, mais dont la halde à stériles fait état de bris capillaire. Cette cellule comprend une couche de rétention d'eau de 1,8 m d'épaisseur et une couche de protection de 0,3 m d'épaisseur. Les résidus miniers de la MCM ont été utilisés pour construire la couche de rétention d'eau et des stériles de la MCM concassés ont été utilisés pour construire la couche de bris capillaire et la couche de protection. Ces matériaux ont été caractérisés en laboratoire afin de déterminer leurs propriétés physiques, hydrogéologiques, chimiques et minéralogiques. Pour déterminer l'efficacité de ces recouvrements, des données hydrogéologiques (succion, teneurs en eau volumiques (θ)) ont été mesurées dans les cellules expérimentales et comparées avec les résultats de simulations numériques. La migration de l'oxygène a également été évaluée à l'aide d'essais de diffusion/consommation d'oxygène d'oxygène *in situ*.

Les résultats des données hydrogéologiques pour les deux cellules présentent des valeurs de teneurs en eau volumiques relativement élevées dans les couches de rétention d'eau et des valeurs plus

faibles dans les couches de bris capillaire et dans les couches de protection. Les valeurs moyennes de succions mesurées se situent au-dessous de 5kPa dans les couches de bris capillaire et dans les stériles sous les recouvrement. Dans le bas des couches de rétention d'eau, les valeurs moyennes sont de 6 (CS2) et 7 kPa (CS3) et elles augmentent jusqu'à des valeurs moyennes d'environ 20 kPa dans le haut des couches de rétention d'eau. Ce comportement, obtenu pour les teneurs en eau volumiques et pour les succions, est celui attendu d'une CEBC; le bris capillaire est présent dans les deux cellules. Les degrés de saturation calculés à partir des valeurs maximales de teneurs en eau volumiques et pour une porosité moyenne de 0,44 sont de 70% et 100% aux endroits où sont placés les senseurs dans la cellule CS2. Pour la cellule CS3, les degrés de saturation dans la couche de rétention d'eau calculés à partir des valeurs de teneurs en eau volumiques maximales et selon une porosité moyenne de 0,48, sont entre 50 et 70 %, dépendamment des profondeurs. Selon la courbe de rétention d'eau (CRE) obtenue en laboratoire, la pression d'entrée d'air des résidus est d'environ 30 kPa, or le degré de saturation devrait être plus élevé pour s'accorder parfaitement aux succions obtenues. Les teneurs en eau volumiques augmentent avec le temps. Elles correspondent mieux à une CRE en période de mouillage. Les teneurs en eau volumiques de mise en place étant faibles, elles devraient augmenter avec le temps. Les essais de diffusion/consommation d'oxygène ont permis de déterminer des coefficients de diffusion de l'oxygène (D_e) en ajustant la courbe obtenue lors des essais à des courbes obtenues avec le logiciel Pollute V07 (Pollute) (Rowe et Booker, 2004). Le coefficient du taux de réaction de l'oxygène (K_r) a été fixé à $1 \times 10^3 \text{ hr}^{-1}$ pour les simulations dans le logiciel Pollute; il s'agit d'une valeur obtenue en laboratoire dans l'essai à deux réservoirs. Les D_e obtenus sont compris entre 3×10^{-8} et $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ pour la cellule CS2 et entre 3×10^{-9} et $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ pour la cellule CS3. Ces valeurs correspondent à des degrés de saturation moyens équivalents à plus de 80 % pour les deux cellules selon des équations de prédiction proposées par Aachib (2004). Ces résultats sont obtenus pour des système homogènes équivalents aux conditions de terrain, qui ne correspondent pas au degré de saturation moyen réel des cellules. Ces essais semblent donc contrôlés par des sections davantage saturées de la couche de rétention d'eau, pour lesquelles les teneurs en eau volumiques ne seraient pas mesurées par les senseurs. Des flux d'oxygène ont pu être calculés à partir de ces paramètres (K_r et D_e) afin de représenter un cas où la halde à stériles serait complètement recouverte. Pour ce faire, l'équation analytique, présentée dans Mbonimpa et al. (2003) pour un matériel réactif sous des conditions de régime permanent, ont été utilisées. Les résultats obtenus sont compris entre de 10^{-7} et $10^{-9} \text{ mol}/\text{m}^2/\text{an}$ pour les essais

effectués en 2017 dans la cellule CS2. Pour la cellule CS3, les flux calculés sont de l'ordre de 10^9 mol/m²/an pour tous les essais sauf un, pour lequel le flux est de l'ordre de 10^{-4} mol/m²/an. Ces résultats sont tous sous les seuils d'une CEBC efficace présentés dans Dagenais et al. (2012), soit 0,6 et 1,25 mol/m²/an. Les simulations numériques ayant été effectuées pour représenter un système équivalent aux conditions sur le terrain montrent que les suctions d'environ 4 kPa au bas de la couche de rétention d'eau et dans la couche de bris capillaire juste au-dessous. Les suctions augmentent avec l'élévation dans la couche de rétention d'eau. Elles s'accordent bien aux suctions mesurées dans les cellules. Ces mêmes résultats sont obtenus avec des profondeurs de nappe phréatique différentes sous la cellule, soit de -1 m, -5 m et -15 m. Selon ces simulations, la profondeur de la nappe phréatique n'a pas d'influence sur les teneurs en eau volumiques ni sur les suctions dans le recouvrement. Cela permet également de démontrer que les suctions ne sont pas plus élevées lorsque l'élévation par rapport à la nappe phréatique est plus grande. C'est également ce qui est mesuré sur le terrain. Les simulations prédisent une couche de rétention d'eau entièrement saturée à plus de 85 %. Une simulation a été effectuée avec les teneurs en eau volumiques mesurées sur le terrain comme état initial. Les résultats démontrent que la couche de rétention d'eau pourrait prendre plusieurs années à se saturer. Cela pourrait expliquer, en partie, les valeurs de teneurs en eau volumiques plus faibles mesurées dans les cellules expérimentales.

Selon les résultats des simulations numériques et des essais et mesures sur le terrain, les CEBC pourraient être efficaces pour diminuer à long terme la diffusion d'oxygène et ainsi contrôler la formation de DMA dans les stériles sous-jacents sur les zones planes de la halde à stériles.

ABSTRACT

Reclamation of large waste rock piles is a great challenge for the mining industry. Covers with capillary barrier effect (CCBE) are mainly used to control acid mine drainage (AMD) on mine tailing ponds and more rarely on waste rock piles. This method involves the installation of a layer of a fine-grained material on a layer of a coarser grained material. The top layer's saturation is maintained by the capillary barrier effect (Aubertin et al. 1995, Bussière et al. 1999). The saturated layer limits the oxygen diffusion through the mining waste, which limits the AMD. The suction in the water retention layer must not exceed the air entry value of the fine-grained material for this method to be effective, because it could lead to a desaturation. Those conditions could theoretically occur on large waste rock piles. Therefore, the objective of this project is to determine the efficiency of a CCBE as a method to reclaim large waste rock piles, with physical models at intermediary scale on the field and numerical simulations to validate field measurements. To do this, two instrumented field cells (CS2 and CS3) have been built on the Canadian Malartic mine site (CMM). The CS2 cell is a typical CCBE which is made of a 0,5m thick capillary break layer, a 1 m thick water retention layer and a 0,3 m thick protection layer. The CS3 cell is a CCBE for which the waste rock pile serves as a capillary break. The cell is made of a 1,8 m thick water retention layer and a 0,3 m thick protection layer. Tailings from CMM were used to build the water retention layers and waste rocks from CMM were used to build the capillary break and the protection layers. The physical, hydrogeological, chemical and mineralogical properties of those materials have been characterized in the laboratory. To determine if the covers are effective to limit oxygen diffusion, hydrogeological data (suction and volumetric water content) was collected in the field cells and compared with numerical simulations solutions. Oxygen migration was also studied using *in situ* oxygen diffusion/consumption test.

The hydrogeological data measured in both cells shows relatively high volumetric water content values in the water retention layer and lower values in the capillary break layer and in the top protection layer. The average suctions are under 5 kPa in the capillary break layer and in the waste rock under the cells. In the lower water retention layer, the average suction values are 6 (CS2) and 7 kPa (CS3) and they increase up to values around 20 kPa in the upper water retention layer. The behavior shown by the volumetric water content and suction profiles is what is expected of a CCBE; the capillary break is present in both cells.

The degrees of saturation calculated from the maximum volumetric water content values measured and for an average porosity of 0.44 are 70 and 100 % in the CS2 cell. In the CS3 cell, the degrees of saturation in the water retention layer, calculated from the maximum volumetric water content values measured with an average porosity of 0.48, are between 50 and 70 %, depending on the depths. According to the water retention curve (WRC) obtained in the laboratory, the air entry value is about 30 kPa. The degree of saturation should be higher to match the suction values obtained. Since the volumetric water content increases with time, the system is wetting. The suctions would better fit on a wetting water retention curve. Volumetric water content values could increase with time. Oxygen diffusion/consumption tests were used to determine the effective diffusion coefficients (D_e) by adjusting the data obtained during the tests with the curves obtained with the Pollute V07 (Pollute) software (Rowe et Booker, 2004). The reaction consumption rate (K_r) was fixed at $1 \times 10^{-3} \text{hr}^{-1}$ for all the simulations in Pollute. This value was obtained from the laboratory in diffusion cell (two reservoirs cell). For the CS2 cell, the values of D_e are between 3×10^{-8} and $1 \times 10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ and they are between 3×10^{-9} and $1 \times 10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ for the CS3 cell. Those tests seem to be controlled by sections of the water retention layer which are probably more saturated than what was measured with the sensors. Oxygen fluxes through the base of the covers were calculated with the analytic equation presented in Mbonimpa et al. (2003) for a reactive material under steady state conditions with the K_r and D_e obtained from the oxygen diffusion/consumption tests. It represents a case where the waste rock pile would be completely covered. The calculated fluxes are between 10^{-7} and $10^{-9} \text{mol}/\text{m}^2/\text{yr}$ for the MOC tests performed in 2017 in the CS2 cell. For the CS3 cell, the fluxes calculated are close to $10^{-9} \text{mol}/\text{m}^2/\text{yr}$ for all the tests except for a single test where the flux is $10^{-4} \text{mol}/\text{m}^2/\text{year}$. These results are all below the thresholds for an effective CCBE presented in Dagenais et al. (2012), which are between 0.6 and $1.25 \text{mol}/\text{m}^2/\text{yr}$. Numerical simulations have been performed to represent a system equivalent to field conditions. Results of those simulations show that suctions values are close from the ones obtain in the field measurements. They are approximately 4 kPa at the bottom of the water retention layer and in the capillary break layer just below. The suctions values increase with the rise in the water retention layer. The same results are obtained with different water table depths simulated under the cell, i.e. -1m, -5m and -15m. According to these simulations, the depth of the water table has no effect on the volumetric water content, nor on the suctions in the water retention layer. This also shows that the suctions are not higher when the water table under the cells in deeper, as it was observed in the

field. The simulations predict a water retention layer saturated at over 85 %, which is not what we observed in the field cells. Another simulation was performed with volumetric water content values close from the field cells initial state. The results show that the water retention layer may take several years to fully saturate. This could partly explain the lower values obtained in the field cells.

Based on the results obtained from numerical simulations and field tests and measurements, the CCBEs tested could be effective in decreasing the oxygen diffusion in the long term and thus control the formation of AMD from the underlying waste rock on the horizontal parts of a waste rock pile.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIX
LISTE DES ANNEXES.....	XXIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Généralités.....	1
1.2 Drainage minier acide	2
1.3 Méthodes de restauration	4
1.4 Contexte et objectifs du mémoire.....	6
1.5 Structure du mémoire, rôle de l’auteure et originalité	8
CHAPITRE 2 LITTÉRATURE PERTINENTE À L’ÉTUDE.....	10
2.1 Aspects théoriques liés à l’écoulement de l’eau.....	10
2.1.1 Charge hydraulique et loi de Darcy.....	10
2.1.2 Conductivité hydraulique	13
2.1.3 Écoulement de l’eau en milieu non saturé	16
2.1.4 Courbe de rétention d’eau et fonction de conductivité hydraulique	17
2.1.5 Codes numériques pour simuler l’écoulement de l’eau en milieu non saturé.....	26
2.2 Aspects théoriques du mouvement des gaz.....	27
2.2.1 Diffusion de l’oxygène.....	27

2.3	Propriétés des haldes à stériles	36
2.3.1	Propriétés géotechniques des haldes à stériles	36
2.3.2	Écoulement de l'eau dans les haldes à stériles	39
2.4	Restauration de haldes à stériles miniers.....	41
2.4.1	Couverture avec effets de barrière capillaire.....	41
2.4.2	Exemples de restauration de haldes à stériles miniers	44
2.4.3	CEBC sur une halde à stériles de grande dimension.....	53
CHAPITRE 3 MATÉRIAUX UTILISÉS DANS LES CELLULES DE TERRAIN.....		55
3.1	Provenance et description des matériaux	55
3.1.1	Stériles.....	56
3.1.2	Résidus miniers de Canadian Malartic (résidus MCM).....	56
3.2	Caractérisation des matériaux	57
3.2.1	Échantillonnage et préparation des matériaux	57
3.2.2	Caractérisation géochimique et minéralogique	57
3.2.3	Caractérisation physique	64
3.2.4	Caractérisation hydrogéologique.....	77
CHAPITRE 4 CELLULES DE TERRAIN : CONFIGURATION, CONSTRUCTION ET INSTRUMENTATION.....		83
4.1	Configuration des cellules.....	85
4.2	Construction des cellules.....	87
4.3	Caractérisation physique des matériaux sur le terrain.....	89
4.4	Instrumentation.....	90
4.5	Essais et mesures réalisées au niveau des cellules de terrain.....	94
4.5.1	Essais de diffusion/consommation d'oxygène	94
4.5.2	Démantèlement des cellules	95

CHAPITRE 5	RÉSULTATS DES ESSAIS ET MESURES SUR LE TERRAIN.....	98
5.1	Comportement hydrogéologique.....	98
5.1.1	Teneur en eau et porosité de mise en place.....	98
5.1.2	Teneur en eau volumique et succion.....	102
5.1.3	Démantèlement des cellules.....	108
5.1.4	Degré de saturation.....	110
5.2	Essai de diffusion/consommation d'oxygène.....	113
5.2.1	Paramètres utilisés et conditions frontières.....	113
5.2.2	Résultats de la détermination du D_e	116
5.3	Interprétation des résultats de terrain et incertitudes.....	120
5.3.1	Comportement hydrogéologique.....	120
5.3.2	Flux d'oxygène au travers du recouvrement.....	124
5.3.3	Principales incertitudes associés aux résultats.....	127
CHAPITRE 6	RÉSULTATS NUMÉRIQUES.....	130
6.1	Géométrie du modèle et propriétés des matériaux.....	130
6.2	Conditions initiales et conditions frontières.....	136
6.3	Simulations réalisées.....	139
6.4	Résultats des simulations.....	139
6.5	Interprétation des résultats numériques.....	150
CHAPITRE 7	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	152
7.1	Principales conclusions.....	152
7.2	Recommandations.....	153
RÉFÉRENCES.....		156
ANNEXES.....		166

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Tableau récapitulatif de conductivités hydrauliques saturées mesurées sur des échantillons de différentes haldes à stériles	40
Tableau 2.2 : Scénarios de recouvrement étudiés à la mine Antamina.....	46
Tableau 2.3 : Résumé des méthodes de restauration présentées	53
Tableau 3.1: Analyse ICP/AES des différents matériaux	59
Tableau 3.2: Analyse des métaux lourds par ICP-MS	60
Tableau 3.3 : Caractérisation des oxydes par fluorescence au rayon X	60
Tableau 3.4 : Bilan soufre/carbone des matériaux	61
Tableau 3.5: Résultats minéralogiques provenant de la diffraction au rayon X	64
Tableau 3.6 : Résumé des propriétés physiques.....	65
Tableau 3.7 : Propriétés granulométriques des différents matériaux à partir d'échantillons généraux (non prélevés dans les cellules).....	66
Tableau 3.8 : Paramètres caractéristiques des distributions granulométriques des résidus MCM	68
Tableau 3.9 : Paramètres caractéristiques des distributions granulométriques des stériles CPO dans la cellule CS2	70
Tableau 3.10: Paramètres caractéristiques des distributions granulométriques des stériles CPO dans la cellule CS3	72
Tableau 3.11 : Résultats de l'essai à deux réservoirs	77
Tableau 3.12 : Propriétés hydrogéologiques des matériaux.....	80
Tableau 4.1 : Description des cellules CS2 et CS3	85
Tableau 4.2: Résultats des mesures de densité en place et estimation de la porosité <i>in situ</i> du CPO sur une planche d'essai (modifié de Awoh et Bussière (2016)).....	90
Tableau 5.1: Description des échantillons prélevés	99

Tableau 5.2 : Valeurs des paramètres w_n , θ , n et S_r pour les résidus miniers lors de la construction de la cellule CS2.....	100
Tableau 5.3: Valeurs des paramètres w_n , θ , n et S_r pour les résidus miniers lors de la construction de la cellule CS3.....	101
Tableau 5.4 : Teneurs en eau massiques pour le CPO	102
Tableau 5.5 : Résultats obtenus avec la méthode du cône de sable au démantèlement	109
Tableau 5.6 : Résultats des modélisations des essais de diffusion/consommation d'oxygène pour les résidus de la cellule CS2	119
Tableau 5.7: Résultats des modélisations des essais de diffusion/consommation d'oxygène pour les résidus de la cellule CS3	119
Tableau 5.8:Flux à la base du recouvrement calculés pour la cellule CS2	126
Tableau 5.9: Flux à la base du recouvrement calculés pour la cellule CS3	126
Tableau 5.10 : Résultats pour un K_r différent.....	128
Tableau 6.1 : Paramètres des matériaux utilisés pour les modélisations dans Seep/W	132
Tableau 6.2: Conditions initiales et frontières en régime transitoire	138
Tableau 6.3 : Principales caractéristiques des simulations effectuées	139

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Carte des provinces géologiques et projets miniers autour des villes de Rouyn-Noranda et Val d'Or (information géologique tiré de données publiques provenant du Système d'information géominère (SIGEOM) du MERN).....	2
Figure 2.1 a et b : a) Représentation schématisée des courbes de rétention d'eau (tiré de Aubertin et al. (1995) b) Variation de la conductivité hydraulique en fonction de la succion (tiré de Aubertin et al. (1995)	19
Figure 2.2 : Coefficient de diffusion de l'oxygène en fonction du degré de saturation- comparaison entre des données expérimentales et des résultats d'équation de prédiction (Mbonimpa et al., 2003).....	34
Figure 2.3 : Vue en section d'une halde à stériles avec ségrégation dans la pente et stratification interne (Aubertin et al., 2002b)	38
Figure 2.4 : Configuration typique d'une CEBC (tirée de Aubertin et al. 2002a)	43
Figure 3.1 : Résultats d'analyse S_{total} et C_{total} pour les résidus CM.....	62
Figure 3.2: Résultats d'analyse S_{total} et C_{total} pour les stériles CPO	62
Figure 3.3: Courbes granulométriques des deux matériaux utilisés dans les cellules (résidus et CPO)	66
Figure 3.4: Courbes granulométriques des résidus MCM.....	68
Figure 3.5: Courbes granulométriques des échantillons CPO de la cellule CS2	69
Figure 3.6 : Courbes granulométriques des échantillons CPO de la cellule CS3	71
Figure 3.7 : Cellule à deux réservoirs et composantes	73
Figure 3.8 : Modèle dans le logiciel Pollute V07.....	75
Figure 3.9: Exemples de résultats de diffusion/consommation à deux réservoirs pour une valeur de $S_r=0,48$	76
Figure 3.10 : Perméamètre à charge constante (a) et perméamètre à charge variable (b) (tiré de Holtz et Kovacs (1991)	79

Figure 3.11 : Courbes de rétention d'eau des stériles CPO : mesurée en laboratoire, modélisée avec le logiciel RETC selon le modèle de van Genuchten (1980) et prédite avec le modèle MK.	81
Figure 3.12: Courbes de rétention d'eau des résidus: mesurée en laboratoire, modélisée avec le logiciel RETC selon le modèle de van Genuchten (1980) et prédite avec le modèle MK.....	81
Figure 4.1 : Plan des installations de la mine Canadian Malartic en date du 2018-06-24 et localisation des cellules de terrain sur la halde à stériles	84
Figure 4.2 : Représentation des cellules CS2et CS3 (figures dessinées par MCM)	86
Figure 4.3 a et b: a) Tranchée avec drain et barils b) Barils enfouis (Awoh et . 2016)	88
Figure 4.4 : Installation de support à sonde (Awoh et al. 2016)	89
Figure 4.5 : Mise en place d'une cellule (Awoh et al. 2016)	89
Figure 4.6 : Cellule terminée (Awoh et al. 2016).....	89
Figure 4.7: Mesure de la masse volumique sèche en place avec un nucléodensimètre (Awoh et al. 2016).....	90
Figure 4.8 : Configuration de l'instrumentation dans la cellule CS2 (pas à l'échelle)	91
Figure 4.9: Configuration de l'instrumentation dans la cellule CS3 (pas à l'échelle)	91
Figure 4.10 Courbe de calibration des teneurs en eau volumiques pour les stériles CPO	92
Figure 4.11 Courbe de calibration des teneurs en eau volumiques pour les résidus MCM	93
Figure 4.12 : Teneurs en eau volumiques en fonction de la moyenne des lectures de la sonde pour les résidus MCM -Essai 2.....	93
Figure 4.13 : : Sonde S0-110 pour la mesure de la tension.....	95
Figure 4.14 : Cylindre pour les tests de consommation d'oxygène	95
Figure 4.15 : Plaque utilisée pour l'essai au cône de sable	96
Figure 4.16 : Tranchée effectuée dans le recouvrement d'une des cellules	96
Figure 4.17 : Couche de rétention d'eau de la cellule CS2 (photo prise dans une des tranchées effectuées lors du démantèlement).....	97
Figure 4.18 : Pesée effectuée lors d'un essai au cône de sable	97

Figure 5.1: Évolution des teneurs en eau volumiques au sein de la cellule CS2 pour les années 2015 à 2017	103
Figure 5.2 : Évolution des teneurs en eau volumiques au sein de la cellule CS3 pour les années 2015 et 2016.....	103
Figure 5.3 : Évolution des succions dans la cellule CS2 pour les années 2015 à 2017	104
Figure 5.4 : Évolution des succions dans la cellule CS3 pour les années 2015 à 2017	104
Figure 5.5 a et b: a) Profil de teneur en eau volumique de la cellule CS2 pour les années 2015 à 2017 b) Profil de succion de la cellule CS2 pour les années 2015 à 2017	105
Figure 5.6 a et b : a) Profil de teneur en eau volumique de la cellule CS3 pour les années 2015 à 2017 b) Profil de succion de la cellule CS3 pour les années 2015 à 2017	106
Figure 5.7 a et b: a) Profil de teneur en eau volumique pour la cellule CS2 b) Profil de teneur en eau volumique pour la cellule CS3	110
Figure 5.8 a et b : a) Profil de degré de saturation pour la cellule CS2 pour une porosité de 0,44 b) Profil de degré de saturation pour la cellule CS3 pour une porosité de 0,48	112
Figure 5.9: Exemple de modèle en une dimension représentant le réservoir de la cellule CS2 ..	115
Figure 5.10: Évolution de la concentration d'oxygène mesurées lors des essais de diffusion/consommation d'oxygène superposée aux courbes obtenues avec Pollute pour la cellule CS2	117
Figure 5.11: Évolution de la concentration d'oxygène mesurées lors des essais de diffusion/consommation d'oxygène superposée aux courbes obtenues avec Pollute pour la cellule CS3	118
Figure 5.12 : Valeurs de teneurs en eau volumiques en fonction de la succion obtenues lors d'un essai de mouillage sur les cellules CS2 et CS3.	123
Figure 5.13 : Effet du K_r sur la diminution de la concentration d'oxygène pour un même D^* ...	127
Figure 6.1: Exemple de modèle simulé pour une nappe phréatique à 1 m sous la cellule CS2 ...	131
Figure 6.2 : CRE estimée par le logiciel Seep/W avec la fonction de van Genuchten (1980) pour les résidus miniers et les stériles CPO.....	133

Figure 6.3: Fonctions de conductivité hydraulique entrées dans le logiciel Seep/W pour les résidus miniers et les stériles CPO	134
Figure 6.4 : Exemple de graphique de nœuds de charge de pression non convergents en fonction du temps	135
Figure 6.5: Conditions initiales pour le modèle avec une nappe phréatique à 15m sous la cellule CS2	136
Figure 6.6 : Flux unitaire (m/s) d'eau appliqué au-dessus du modèle dans les simulations numériques	138
Figure 6.7 : Graphique des teneurs en eau volumiques en fonction de l'élévation dans le recouvrement pour la cellule CS2 (simulations et résultats de terrain).....	140
Figure 6.8 : Graphique de succions en fonction de l'élévation dans le recouvrement pour la cellule CS2 (simulations et résultats de terrain)	141
Figure 6.9 : Graphique de succions en fonction de l'élévation pour la cellule CS2 placée sur 1 à 15 m de stériles.....	142
Figure 6.10 : Graphique des teneurs en eau volumique en fonction de l'élévation dans le recouvrement de la cellule CS3 (simulations et résultats de terrain)	143
Figure 6.11 : Graphique de succions en fonction de l'élévation dans le recouvrement de la cellule CS3 (simulations et résultats de terrain)	144
Figure 6.12 : Graphique de succions en fonction de l'élévation pour la cellule CS3 placée sur 1 à 15 m de stériles.....	145
Figure 6.13: Valeurs de teneurs en eau volumiques en fonction de l'élévation pour des conditions initiales différentes	148
Figure 6.14. Flux unitaire équivalent à 4% des précipitations journalière du mois de juillet 2016	149
Figure 6.15 : Comparaison des valeurs de teneurs en eau volumiques dans la CS2 après une période de trois mois selon des précipitations réelles et des précipitations moyennes	149

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

a : aire

a_c : Coefficient d'adhésion dans le modèle de MK [-]

AEV : Pression d'entrée d'air (air entry value) [L]

AGR: Altered greywacke

ASTM : American Society for Testing and Materials

C: Concentration en oxygène [$M.L^{-3}$]

c : Constante dans la formule de Jackson (1972) [-]

C_C : Coefficient de courbure [-]

CEBC: Couverture avec effet de barrière capillaire

CGR : Carbonated greywacke

CPO : Carbonated porphyry (porphyre carbonate)

C_U : Coefficient d'uniformité [-]

CRE : Courbe de rétention d'eau

CS2 : Cellule-Halde à stériles 2

CS3 : Cellule-Halde à stériles 3

D : Diamètre des mailles d'un tamis [L]

D_e : Coefficient de diffusion effectif [$L^2.T^{-1}$]

D_H : diamètre équivalent des grains calculé selon le modèle MK [L]

D_{H_CL} : Diamètre équivalent calculé à parti de la surface spécifique de Chapuis et Légaré (1992) [L]

D^* : Coefficient de diffusion apparent [$L^2.T^{-1}$]

D_{10} : Diamètre des grains correspondant à 10% passant [L]

D_{30} : Diamètre des grains correspondant à 30% passant [L]

D_{60} : Diamètre des grains correspondant à 60% passant [L]

D_r : Densité relative des grains [-]

DMA : Drainage minier acide

e : Indice des vides [-]; nombre népérien [-]

F_{O_2} : Flux d'oxygène [$M.L^{-2}.T^{-2}$]

$f(t)$: Taux d'infiltration en fonction du temps [$L.T^{-1}$]

$f(\tau) dr$: Aire partielle occupée par les pores de rayon τ à τdr [L^2] dans le modèle de Childs et Collis-George (1950)

$f(\delta) dr$: aire partielle des pores avec un rayon δdr [L^2] dans le modèle de Childs et Collis-George (1950)

G : Gravité spécifique ou densité relative des grains [-]

g : Accélération de la gravité [LT^{-2}]

H : Charge hydraulique totale [L]

h : Charge hydraulique [L] ou heure [T]

h_c : Hauteur de remontée capillaire [L]

h_{co} : Remontée capillaire équivalente dans le modèle de MK [L]

i : Gradient hydraulique [-]

i et j : Indices de sommation [-]

$i(t)$: Infiltration cumulative [L]

I_p : Indice de plasticité (%)

k : Conductivité hydraulique [LT^{-1}]

k_i : Conductivité hydraulique pour une certaine teneur en eau volumique pour θ_i [LT^{-1}]

k_s : Conductivité hydraulique saturée [LT^{-1}]

$k_{x,y,z}$: Conductivité hydraulique dans la direction x , y ou z

$k(\theta)$: Conductivité hydraulique en fonction de la teneur en eau volumique [LT^{-1}]

$k(\psi)$: Conductivité hydraulique en fonction de la succion [LT^{-1}]

kPa : Kilopascal

KC : Modèle de Kozeny-Carman

KCM : Modèle de Kozeny-Carman modifié

L : Longueur d'un échantillon [L], Épaisseur du recouvrement [L]

m : Nombre d'incrément de θ [-] dans la formule de Jackson (1972)

M : Constante des équation de Philips égale à $2/3$ [L]

MCM : Mine Canadian Malartic

MOC : Essai de consommation d'oxygène modifié (Modified oxygen consumption test)

M_s : Masse sèche d'un échantillon [M]

M_T : Masse totale d'un échantillon [M]

M_w : Masse d'eau [M]

MK : Modèle de Kovács modifié

n : Porosité [%]

Pa : Pascal

Q : Débit total [LT^{-1}]

q : Débit spécifique [LT^{-1}]

r : Rayon des pores pour définir la capillarité [L]

s : Sorptivité d'un matériau [$LT^{-1/2}$] ou seconde [T]

S : Surface spécifique [L^2M^{-1}]

S_p : Sorptivité [$L.T^{-1/2}$]

S_a : Degré de saturation par l'adhésion dans le modèle de MK [-]

S_c : Degré de saturation par la succion capillaire dans le modèle de MK [-]

S_r : Degré de saturation [%]

t : Temps [T]

T : Température [°]

TEM : Teneur en eau massique ou w_n [-]

TEV : Teneur en eau volumique ou θ [-]

u : Pression [$ML^{-1}T^{-2}$]

u_a : Pression d'air [$ML^{-1}T^{-2}$]

u_w : Pression d'eau [$ML^{-1}T^{-2}$]

v : Vitesse d'écoulement de l'eau [LT^{-1}]

V : Volume [L^3]

w_n : Teneur en eau massique [%]

w_L : Limite de plasticité [-]

z : Élévation [L]

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

Δh : Différence de charge hydraulique [L]

Δt : Intervalle de temps [T]

θ : Teneur en eau volumique [-]

θ_e : Teneur en eau effective [-]

$\theta(h)$: Teneur en eau volumique en fonction de la charge hydraulique [-]

θ_e : Teneur en eau réduite

θ_i : Teneur en eau volumique initiale [-]

θ_r : Teneur en eau volumique résiduelle [-]

θ_s : Teneur en eau volumique saturée [-]

$\theta(\psi)$: Teneur en eau volumique en fonction de la succion [-]

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

η : Viscosité de l'eau [$ML^{-1}T^{-1}$]

ρ_d : Masse volumique sèche [ML^{-3}]

ρ_h : Masse volumique humide [ML^{-3}]

ρ_s : Densité des solides [ML^{-3}]

ρ_w : Densité de l'eau [ML^{-3}]

ψ : Succion [L]

ψ_a : Pression d'entrée d'air (air entry value) [L]

ψ_i : Succion au milieu de chaque incrément de θ [L] dans la formule de Jackson (1972)

ψ_n : Paramètre de normalisation dans le modèle de MK [L]

ψ_r : Succion résiduelle [L]

LISTE DES ANNEXES

Annexe A- Essais à deux réservoirs	166
Annexe B- Essai d'infiltration d'eau.....	168
Annexe C – Résultats des mesures d'oxygène intersticiel.....	173
Annexe D- Paramètres et résultats des essais de consommation d'oxygène	175
Annexe E- Comparaisons selon différents paramètres pour les simulations dans Seep\W	177

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Généralités

L'industrie minière produit des matières minérales qui sont essentielles à notre mode de vie. L'exploitation d'une mine a néanmoins un impact sur le milieu environnant. En effet, elle peut générer des polluants, tels que la poussière, le bruit, ainsi que modifier le paysage. Elle génère également des résidus et des stériles miniers (rejets miniers) qui peuvent comporter des risques pour l'environnement à court ou à long terme. Lors de l'exploitation d'une mine, la roche contenant des matières minérales appelée minerai est traitée à l'usine de traitement pour en extraire les valeurs économiques. À la fin de ce processus, des rejets sont produits (appelé résidus miniers ou rejet du concentrateur) qui sont habituellement mélangés à une importante proportion d'eau (35 à 70%) et qui sont pompés jusqu'au parc à résidus miniers. La roche extraite pour avoir accès au gisement et qui ne contient pas suffisamment de valeur économique, appelée stérile minier, ne subit pas de processus d'usinage. À la suite du dynamitage, les stériles sont entreposés dans des haldes qui consistent en un empilement de stériles.

Certains minéraux qui composent les résidus miniers et les stériles, une fois exposés à l'air et à l'eau, peuvent réagir chimiquement. Selon la nature des minéraux présents, ces réactions peuvent générer différents contaminants. Dans les camps miniers de Val-d'Or et de Malartic, situés en Abitibi-Témiscamingue, la plupart des mines en exploitation sont situées sur la Zone tectonique de Cadillac-Larder Lake, plus communément appelée la « Faille Cadillac » (Monecke et al., 2017) (figure 1.1). Ces mines produisent en grande majorité de l'or, mais également certains sous-produits ou minerais sous-économiques, tel que de l'argent. L'or peut être associé à différents sulfures ou métaux, qui forment un assemblage en proportion unique pour chaque gisement et contexte géologique. Les roches avoisinantes d'un gisement d'or peuvent également être affectées par différentes altérations provenant de fluides hydrothermaux, telle la carbonatation. Dans un contexte environnemental, on s'intéresse aux carbonates qui permettent de neutraliser une solution, mais également à tous les minéraux qui peuvent avoir une influence sur la qualité de l'eau entrant en contact avec les rejets miniers.

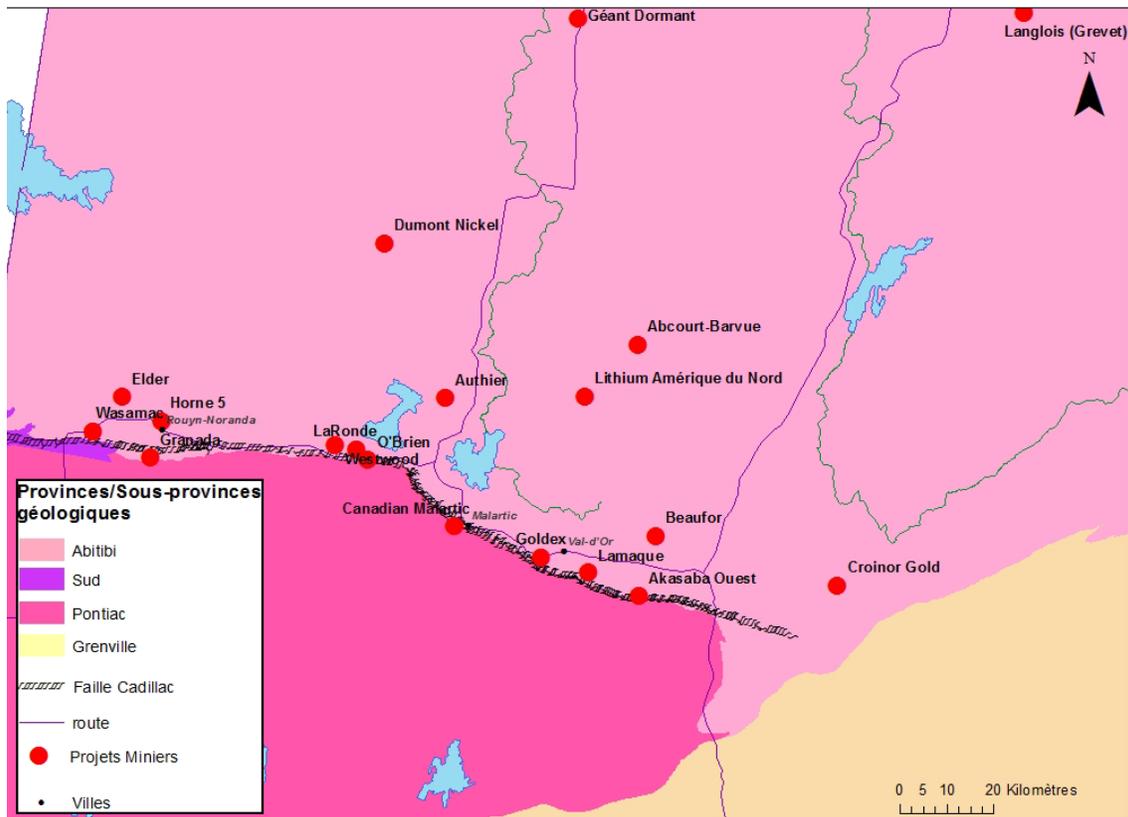


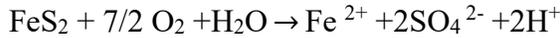
Figure 1.1: Carte des provinces géologiques et projets miniers autour des villes de Rouyn-Noranda et Val d'Or (information géologique tiré de données publiques provenant du Système d'information géominère (SIGEOM) du MERN)

1.2 Drainage minier acide

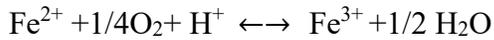
Tel que mentionné précédemment, il y a souvent présence de sulfures dans les gisements aurifères. Or, un des impacts environnementaux que peuvent engendrer les rejets miniers contenant des sulfures est le drainage minier acide (DMA). Le DMA se produit lorsque ces sulfures réagissent avec l'eau et l'air pour former de l'acide et libérer des métaux. Le DMA est le plus souvent causé par la présence de pyrite (FeS_2). L'équation 1.1 est l'équation de génération d'acide par la pyrite lorsque le pH est près de la neutralité (les équations 1.1 à 1.4 sont tirées de Blowes et al. 2003). La pyrite réagit avec l'air et l'eau pour former des ions Fe^{2+} , des sulfates et des ions H^+ (équation 1.1). Ensuite, la réaction d'oxydation des ions de fer ferreux se poursuit pour former des ions de fer ferrique Fe^{3+} (équation 1.2). Les

ions Fe^{3+} peuvent précipiter en oxyde de fer (ferrihydrite) à pH supérieur à environ 4,5 (équation 1.3).

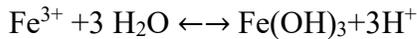
[Équation 1.1]



[Équation 1.2]

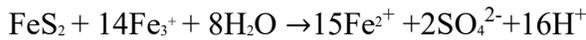


[Équation 1.3]



Lorsque les conditions deviennent acides (pH autour de 3,5), les ions Fe^{3+} peuvent directement oxyder la pyrite et générer de l'acide plus rapidement (Blowes et al., 2003). L'équation 1.4 donne la réaction globale d'oxydation de la pyrite en conditions acide.

[Équation 1.4]



Des équations semblables de génération d'acide existent pour d'autres sulfures tels que la pyrrhotite (FeS) ou l'arsénopyrite (FeAsS).

Lorsque des carbonates ou autre minéraux neutralisants sont présents dans la roche, ils permettent de neutraliser (en tout ou en partie) l'acide produite par les sulfures. D'autres minéraux neutralisant peuvent être retrouvés dans la roche, tels les silicates ou les phosphates (Sherlock et al., 1995). Le potentiel de génération d'acide des rejets miniers est estimé en quantifiant la capacité des minéraux sulfureux à générer de l'acide et la capacité des minéraux neutralisants à neutraliser cet acide. Différents essais (appelés essais statiques) peuvent être effectués pour estimer un pouvoir d'acidification (PA) et un potentiel neutralisant (PN). Le PA et le PN peuvent être définis en kg équivalent de CaCO_3 par tonne. Le PN est la mesure de l'acide consommé par un échantillon. On peut caractériser le potentiel à générer de l'acide avec le potentiel net de neutralisation ($\text{PNN} = \text{PN} - \text{PA}$) ou avec le rapport du potentiel de neutralisation ($\text{RPN} = \text{PN} / \text{PA}$) (USEPA et agency, 1994). La Directive 019 (D019), qui sert d'outil d'analyse et de contrôle pour l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement du Québec, définit comme potentiellement générateurs d'acide les rejets miniers contenant du soufre en quantité

supérieure à 0,3 % et dont les résultats des essais statiques répondent à au moins une des deux conditions suivantes: le PNN est inférieur à 20 kg CaCO₃/tonne de résidus ou le RPN est inférieur à 3. D'autres critères ont été proposés dans la littérature pour l'interprétation des essais statiques (voir MEND, 2000).

Les essais statiques ne prennent cependant pas en compte la vitesse de réaction, la précipitation de certains minéraux, ni l'ensemble des minéraux qui entrent dans les réactions d'acidification et de neutralisation (USEPA, 1994). Des essais cinétiques peuvent être réalisés afin d'infirmer ou de confirmer les résultats obtenus à l'aide des essais statiques (MDDELCC, 2012). Lors de ces essais, le matériel est placé dans des colonnes ou des cellules en laboratoire, puis des cycles de mouillage et de drainage sont appliqués. La qualité chimique des eaux de drainage permet de statuer sur le potentiel de génération d'acide. Ces essais sont réalisés sur de longues périodes de temps par rapport au temps nécessaire pour réaliser un essai statique (mois vs jours). Ils permettent de prendre en considération tous les minéraux interagissant dans les processus.

L'eau qui entre en contact avec les résidus et les stériles miniers peut donc contenir des ions métalliques et de l'acide. La réglementation en vigueur au Québec et au Canada est basée sur différents critères de concentration de ces contaminants dans les effluents miniers. Le Règlement sur les effluents des mines et de métaux (REMM) de la Loi sur les pêches présente ces différents critères de qualité des effluents miniers. Au Québec, la D019 présente, en plus des critères pour la qualité des effluents miniers, des directives de gestion des rejets miniers et de caractérisation de ceux-ci, ainsi que des critères de protection des eaux souterraines. Dans l'éventualité où le drainage minier ne respecte pas les critères environnementaux établis, il est nécessaire de traiter l'eau. Il est préférable de prévenir que de traiter les effluents. Pour éviter qu'il y ait génération d'acide, il existe différentes approches. Dans ce qui suit, on présente brièvement les principales méthodes de contrôle du DMA provenant de sites miniers.

1.3 Méthodes de restauration

Selon la Loi sur les mines du Québec, chapitre M-13.1, avant même qu'un exploitant puisse obtenir un bail minier lui permettant d'entrer en exploitation, celui-ci doit soumettre un

plan de réaménagement et de restauration minière qui doit être approuvé par le ministre. De plus, une garantie financière doit être versée avant le début des travaux d'exploitation de la mine afin que le ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN) puisse effectuer les travaux de restauration dans un cas de faillite de l'exploitant. Selon le *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des miniers au Québec*, la restauration doit permettre de remettre le site minier dans un état satisfaisant. L'état satisfaisant comprend la remise en état visuelle du site, mais également l'élimination des risques de propagation de contaminants. Or, lorsque des rejets miniers sont potentiellement générateur d'acide, une méthode de restauration permettant de limiter la migration d'oxygène et l'infiltration d'eau doit être appliquée sur les aires d'accumulation. Le choix de la méthode se fera principalement en fonction de la quantité de matériel disponible, du type d'aires d'entreposage de rejets miniers (parc à résidus miniers ou halde à stériles), de l'importance de la génération d'acide, du climat, de la stabilité géotechnique des ouvrages et de plusieurs autres paramètres.

Parmi les méthodes visant à contrôler l'apport en oxygène, on retrouve les recouvrements en eau, les recouvrements de type couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) et la méthode de la nappe phréatique surélevée avec recouvrement monocouche. Les recouvrements en eau, les CEBC et la nappe phréatique surélevée sont basés sur le principe que la diffusion de l'oxygène est beaucoup moins rapide dans l'eau que dans l'air (Nicholson et al., 1989). Les recouvrements de type CEBC, qui sont le sujet de ce mémoire, comprennent différentes couches de matériel de différentes granulométries. Généralement, elles comprennent une couche de matériel à granulométrie fine qui doit se maintenir à un degré de saturation élevé, grâce aux effets de barrière capillaire créés par des couches de matériaux plus grossiers, pour être efficace (Aubertin et al., 1995, 1999). Les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) seront présentées plus en détail à la section 2.4.1.

D'autres méthodes visent à limiter l'infiltration d'eau jusqu'au matériel générateur d'acide (Aubertin et al. 1995, 2015). Ces recouvrements multicouches limitent l'apport en eau grâce à un (ou plusieurs) matériau(x) de granulométrie fine ou synthétique (ex. géomembrane, géocomposite bentonitique) ayant une faible conductivité hydraulique saturée.

Une autre méthode pour contrôler le DMA consiste à diminuer la quantité de sulfures dans les rejets. Pour cela, il est nécessaire de désulfurer les résidus miniers durant l'opération. La désulfuration produit deux types de matériaux : un rejet de flottation qui a une concentration en sulfure assez faible pour que le matériel ne soit plus considéré comme générateur d'acide et un concentré en sulfure fortement générateur qui doit être disposé adéquatement. Par ce procédé, on réduit sensiblement les volumes de rejets problématiques tout en produisant une fraction inerte pouvant être valorisée, par exemple, comme matériau pour la construction de recouvrement visant à contrôler le DMA (Bussière et al. 1995, 2004, Benzaazoua et al. 2000, Bois et al. 2005).

Ces méthodes de restauration ont principalement été testées et utilisées pour des parcs à résidus miniers (Aubertin et al., 2016). Pour les haldes à stériles, étant donné les dimensions importantes, les pentes, le faible degré de saturation ainsi que plusieurs autres particularités, la restauration doit être adaptée (MEND, 2004). Pour le recouvrement de type CEBC, à la connaissance de l'auteure, il n'existe pas de cas de restauration de haldes à stériles de grandes dimensions (de plusieurs dizaines de mètres de haut) avec cette technique. Il existe bien le cas de la mine Equity Silver en Colombie-Britannique où une couverture à deux couches a été construite pour limiter la migration de l'oxygène (O'Kane et al. 1998). Cependant, la production d'acide ne semble pas avoir été contrôlée par le recouvrement (Wilson, 2018, Présentation non publiée effectuée lors du congrès Québec Mines 2018) (voir Chapitre 3).

1.4 Contexte et objectifs du mémoire

Ce mémoire se base sur une situation réelle, soit la restauration de la halde à stériles de la mine Canadian Malartic (MCM), située en Abitibi-Témiscamingue, dans la municipalité de Malartic. La halde à stériles de la MCM devrait contenir à la fermeture de la mine en 2028, environ 704 Mt de stériles. La pente globale de la halde est de 2,5H :1V et les bancs successifs ont 10m de hauteur et 11,5m de largeur; la hauteur finale de la halde est de plus de 100m. La pente réelle de chaque banc est de 1,35H :1V. Ainsi, il s'agit d'une halde à stériles de grande dimension. Les stériles entreposés dans cette halde sont considérés comme potentiellement générateurs d'acide (Golder et associés, 2015). La génération d'acide n'a pas débuté, mais elle pourrait survenir à long terme. La mine doit donc

identifier une méthode de restauration permettant d'empêcher la génération d'acide à long terme. L'une des méthodes de restauration envisagée pour cela est la CEBC. Ce projet origine donc d'un questionnement de la manière quant à la capacité d'une CEBC à contrôler la génération d'acide d'une halde à stériles de grande dimension.

Théoriquement, si l'on fait l'hypothèse qu'un équilibre hydrostatique peut s'établir, de telles conditions hydrogéologiques (suction = élévation) dans les haldes à stériles de grandes dimensions pourraient mener à des succions très grandes près de la surface. Or, pour qu'une CEBC soit efficace, la suction dans la couche de matériel fin de la CEBC ne doit pas dépasser la pression d'entrée d'air de cette dernière ou, si elle la dépasse, cela ne doit pas mener à une désaturation trop importante (degré de saturation idéalement >85 %). Ainsi, le principal objectif de l'étude est de déterminer la capacité d'une CEBC à contrôler la migration d'oxygène et la génération d'acide de haldes à stériles miniers de grande dimension à l'aide de modèles physiques (cellules expérimentales) à échelle intermédiaire et de simulations numériques.

Pour atteindre cet objectif général, les objectifs spécifiques suivant ont été fixés :

- Déterminer les propriétés physiques, chimiques, minéralogiques et hydrogéologiques des matériaux utilisés dans des cellules de terrain construites sur le site de la mine Canadian Malartic à partir d'essais de caractérisation;
- Comprendre la migration des fluides (eau et gaz) dans ces cellules de terrain à l'aide d'approches diversifiées (mesures de teneurs en eau volumiques, succions, essais de consommation d'oxygène, concentration d'oxygène, volumes d'eau infiltrée);
- Valider le comportement observé dans les cellules de terrain à l'aide de simulations numériques unidimensionnelles et évaluer l'influence de la profondeur de la nappe phréatique et de la teneur en eau volumique initiale de la couche de rétention d'eau.

1.5 Structure du mémoire, rôle de l'auteure et originalité

Afin d'atteindre les objectifs énumérés précédemment, le mémoire est construit en sept chapitres incluant l'introduction et la conclusion (respectivement les chapitres 1 et 7). Le chapitre 2 présente une revue de la littérature afin de permettre au lecteur de bien comprendre les chapitres de résultats et d'interprétation du mémoire. Elle comprend les aspects théoriques liés à l'écoulement de l'eau et au mouvement des gaz, suivis des propriétés des haldes à stériles ainsi que des exemples de cas de restauration de haldes à stériles. Le chapitre 3 est intitulé *Caractérisation des matériaux en laboratoire*. Il comprend la description des essais et mesures effectués en laboratoire sur les matériaux utilisés dans les cellules de terrain. Le chapitre 4 présente la construction des cellules expérimentales ainsi que des détails quant à son instrumentation et son suivi. Le chapitre 5 présente les résultats visant à évaluer la capacité des CEBC testés en cellules expérimentales à contrôler la migration de l'oxygène. Plus précisément, ce chapitre présente les résultats de l'évolution de la teneur en eau volumique et de la succion dans les différentes couches des recouvrements ainsi qu'une estimation du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène de la couche de rétention d'eau à l'aide d'essais de consommation/diffusion d'oxygène. Enfin, le chapitre 6 présente les résultats de simulations numériques d'un modèle représentatif visant à valider et mieux comprendre le comportement hydrogéologique des cellules expérimentales de terrain.

Ce projet de maîtrise s'inscrit dans le cadre d'un projet plus étendu effectué par l'URSTM-UQAT pour la Mine Canadian Malartic. Certaines étapes de ce projet qui n'ont pas été effectuées par l'auteure, sont présentés dans le mémoire puisqu'elles sont à la base d'autres essais et de certaines analyses effectuées. Plus précisément, la construction des cellules de terrain a été effectuée par l'URSTM-UQAT avant le début des études de l'auteure. Les essais de caractérisation en laboratoire sur les matériaux utilisés dans les cellules ont été effectués principalement par les techniciens et/ou professionnels de recherche de l'URSTM, sauf les essais de détermination des valeurs de K_r et D_e qui ont été totalement sous la responsabilité de la candidate. Elle a également validé les résultats de l'ensemble des essais et a réinterprétée la plupart d'entre eux pour s'assurer de la qualité de ces

derniers. La récolte des données sur le terrain, la compilation de ces données et leur analyse, ainsi que les modélisations numériques ont été effectuées par l'auteur.

Le projet proposé est original puisque pour une des première fois, des infrastructures de recherche (cellules expérimentales) simulant des recouvrements de type CEBC ont été construites, instrumentées et suivies sur une halde à stériles miniers de grande envergure. Peu de cas réels de restauration de halde à stériles ont été répertoriés (présentés à la section 2.4.2), donc peu d'études sont disponibles sur ce sujet. Le projet devrait donc permettre d'obtenir des résultats uniques permettant de mieux comprendre le comportement hydrogéologique de CEBC lorsque placées dans les conditions particulières d'une halde à stériles de grande dimension.

CHAPITRE 2 LITTÉRATURE PERTINENTE À L'ÉTUDE

On présente dans ce qui suit les concepts généraux dont il est question dans ce mémoire, soit ceux qui concernent le comportement hydrogéologique et la diffusion de l'oxygène dans une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) sur une halde à stériles de grande dimension. Plus spécifiquement, les sujets abordés sont l'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé, la diffusion de l'oxygène, les propriétés géotechniques et hydrogéologiques des stériles miniers, la restauration des haldes à stériles miniers et les codes numériques liés à la modélisation de l'écoulement de l'eau. Les différentes sections permettent de décrire et de mettre en contexte la théorie sur laquelle sont appuyés les chapitres subséquents. Elles permettent également de présenter une partie des études ayant déjà été effectuées en lien avec le sujet.

2.1 Aspects théoriques liés à l'écoulement de l'eau

2.1.1 Charge hydraulique et loi de Darcy

L'écoulement de l'eau entre deux points se produit lorsque la charge hydraulique (h) en un point A est plus élevée qu'en un autre point B. L'équation d'énergie de Bernoulli (équation 2.1) permet d'estimer la charge hydraulique (Hillel, 1998) :

[Équation 2.1]

$$h = z + \frac{P}{\rho g} + \frac{v^2}{2g}$$

P : pression [L]

ρ : masse volumique d'un fluide [L/L^3]

v : vitesse d'écoulement du fluide [L/T]

g : accélération gravitationnelle [L/T^2]

L'équation 2.1 considère un fluide incompressible, un écoulement non turbulent et un fluide non visqueux. La charge hydraulique est donc la somme de la charge de vitesse ($\frac{v^2}{2g}$), de la charge de pression ($\frac{P}{\rho g}$) et de la charge de position (z) (Freeze et Cherry, 1979).

Puisque la charge de vitesse est souvent considérée comme négligeable par rapport aux autres composantes de l'équation dans le cas de l'écoulement de l'eau dans les sols, l'équation peut être réduite à l'équation 2.2 (Freeze et Cherry, 1979) :

[Équation 2.2]

$$h = z + \frac{P}{\rho g}$$

z : élévation [L]

Selon l'équation 2.2, la charge hydraulique est considérée égale à l'élévation plus la charge de pression.

La perte de charge hydraulique entre deux points est représentée par Δh . La perte de charge par unité de longueur (l) est appelée gradient hydraulique (i). La formule suivante permet de calculer le gradient hydraulique (équation 2.3) (Holtz et Kovacs, 1991) :

[Équation 2.3]

$$i = \frac{\Delta h}{l}$$

Pour un écoulement laminaire, la perte de charge augmente avec le débit spécifique (v), donc i est proportionnel à v . Le débit spécifique est le déplacement entre deux points par unité de temps. Le débit spécifique (v) peut être défini selon les équations suivantes (équation 2.4 tirée de Holtz et Kovacs (1991) et équation 2.4b tirée de Freeze et Cherry (1979)) :

[Équation 2.4 a)]

$$v = -ki$$

[Équation 2.4 b)]

$$v = \frac{Q}{a}$$

k : conductivité hydraulique [L/T]

a : aire d'une section d'écoulement [L²]

Q : débit total au travers d'une surface transversale [L³/T]

En combinant les équations 2.4 a) et b), on obtient : $-ki=Q/a$. La loi de Darcy, qui est à la base des représentations de l'écoulement de l'eau pour un matériel poreux et saturé, est définie selon une réorganisation de cette expression (tirée de Hillel, 1998) :

[Équation 2.5]

$$Q = k_{sat} ai$$

Q : débit total au travers d'une surface transversale (appelée perméabilité) [L/T]

a : aire d'une section d'écoulement [L²]

k_{sat} : conductivité hydraulique saturée [L/T]

i : gradient hydraulique [-]

Cette équation permet d'affirmer que pour les écoulements en milieu saturé, le débit d'eau est proportionnel au gradient hydraulique et à la conductivité hydraulique saturée (Holtz et Kovacs, 1991).

La conductivité hydraulique saturée d'un matériau poreux dépend de plusieurs facteurs, dont l'indice des vides (ou la porosité), le diamètre effectif des grains, la tortuosité, la forme des vides (Holtz et Kovacs, 1991), en plus des propriétés des fluides (Aubertin et al. 1996). En milieu non saturé, la conductivité hydraulique varie en fonction de la teneur en eau volumique du matériel. La loi de Darcy s'applique autant en milieu saturé que non saturé. Pour un milieu saturé, « k » est une constante, alors qu'en milieu non saturé, « k » varie en fonction de la teneur en eau volumique (ou de la succion).

L'équation de Darcy est valide pour des écoulements laminaires. Le nombre de Reynolds permet de déterminer si l'écoulement est laminaire, donc si la loi de Darcy s'applique (équation 2.6) (Freeze and Cherry, 1979).

[Équation 2.6]

$$Re = \frac{\rho V d}{\mu} = \frac{V d}{\nu}$$

Re : nombre de Reynolds [-]

V : vitesse d'écoulement [L/T]

ρ : masse volumique du fluide [M/L³]

d : diamètre moyen des pores pour un écoulement dans un milieu poreux [L]

ν : viscosité cinématique du fluide [L²/T]

μ : viscosité dynamique du fluide [M/L.T]

Selon Hillel (1998), il est possible de considérer que lorsque les valeurs du nombre de Reynolds sont supérieures à 1, l'écoulement est turbulent en milieu poreux et la loi de Darcy n'est plus valide.

2.1.2 Conductivité hydraulique

Comme discuté dans la section précédente, la conductivité hydraulique saturée permet de caractériser l'écoulement de l'eau. Elle peut être déterminée en laboratoire ou à l'aide d'essais sur le terrain, ou bien elle peut être estimée à l'aide d'équations théoriques (aussi appelée équations pédotransferts).

Pour les essais en laboratoire, les perméamètres à charge constante ou à charge variable sont souvent utilisés pour évaluer le k_{sat} . La nature de l'essai à effectuer pour un sol donné dépend de la granulométrie du sol. Pour les sols à grains grossiers ayant un k_{sat} de plus de 10^{-3} cm/s et moins de 10 % des grains passant au tamis 75 μ m, des essais à charges constante suivant la norme ASTM D2434-68 (2006) sont recommandés. Le perméamètre à parois rigides peut être utilisé pour les sols avec un k_{sat} de plus de 10^{-3} à 10^{-5} cm/s selon la norme ASTM D5856-07 (2007) pour des sols compactés (Aubertin et al., 1993). Pour les sols à grains plus fins (k_{sat} de moins de 10^{-4} à 10^{-6} cm/s), le perméamètre à parois flexible (norme D 5084 – 03, 2003) est davantage approprié ; pour ce type d'essai, on a habituellement recours aux essais à charge variable.

La conductivité hydraulique saturée d'un sol peut être prédite à l'aide d'équations de type pédotransfert, l'équation de Kozeny-Carman (modèle KC). Chapuis et Aubertin (2003) ont évalué cette méthode pour conclure qu'elle donnait une bonne estimation de la conductivité hydraulique saturée et ce, pour tous les sols, dans le cas où la surface spécifique estimée est proche de la réalité. L'équation de Kozeny-Carman est la suivante (tirée de (Chapuis et Aubertin, 2003)) :

[Équation 2.7]

$$k_{sat}(cm\ s^{-1}) \cong C \frac{g}{\mu_w \rho_w} \frac{e^3}{S_s^2 D_R^2 (1 + e)}$$

k_{sat} : conductivité hydraulique saturée [L/T]

C : constante du modèle [$2 \cdot 10^{-4}$]

g : accélération gravitationnelle (9,81 m/s²) [L/T²]

μ_w : viscosité dynamique de l'eau (environ 10^{-3} Pa s à 20° C) [M/L.T]

ρ_w : masse volumique de l'eau (998 kg/m³ à 20° C) [M/L³]

S_s : surface spécifique des grains (m²/kg) [L²/M]

D_R : densité relative des grains [-]

e : indice des vides [-]

L'estimation ou la mesure de la surface spécifique est importante pour cette méthode. Chapuis et Légaré (1992a) ont proposé une méthode pour estimer la surface spécifique à partir de la courbe granulométrique d'un sol. Cette méthode peut être utilisée avec l'équation de KC.

Mbonimpa et al. (2002c) ont proposé la méthode de Kozeny-Carman modifiée (KCM) pour déterminer le k_{sat} de sols granulaires et plastiques; Les équations présentées sont une extension de la formule de Kozeny-Carman et une généralisation de la fonction développée par Aubertin et al. (1996) pour les résidus miniers (Mbonimpa et al., 2002c). Ces expressions dépendent des propriétés des fluides, de la distribution et taille des pores et des caractéristiques des surfaces solides. Elles contiennent une méthode indirecte pour estimer la surface spécifique des sols granulaires à partir du diamètre effectif des grains et du coefficient d'uniformité ainsi qu'à partir de la limite de liquidité pour les sols cohésifs (Mbonimpa et al., 2002c).

Pour les sols granulaires, l'équation 2.8 peut être utilisée (Mbonimpa et al., 2002c).

[Équation 2.8]

$$k_G = C_g \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^5}{1+e} C_u^{1/3} D_{10}^2$$

D_{10} : diamètre pour lequel 10% des grains sont de dimension inférieure [-]

C_g : constante du modèle (0,1) [-]

γ_w : poids unitaire de l'eau (9,81 kN/m³) [M/L² . T²]

C_u : coefficient d'uniformité qui peut être exprimé par D_{60}/D_{10} [-] (D_{60} est le diamètre pour lequel 60% des grains sont de dimension inférieure)

k_g : conductivité hydraulique saturée d'un sol granulaire [L/T]

e : indice des vides du sol [-]

Pour les sols à grains fins, l'équation 2.9 peut être utilisée (Mbonimpa et al., 2002c).

[Équation 2.9]

$$k_p = 54\,880 \frac{e^{7.7 W_L^{-0.15}}}{1+e} \frac{1}{\rho_s^2 W_L^3}$$

K_p : conductivité hydraulique saturée d'un sol plastique [L/T]

W_L : limite du liquidité du sol [-]

e : indice des vides [-]

ρ_s : masse volumique du sol L³ [M/L³]

Les modèles KC et KCM utilisent le D_{10} comme taille représentative des grains. Or, Peregoedeva (2012) mentionne que ces modèles sont plus appropriés pour des sols à granulométrie fine puisque, pour les matériaux qui contiennent une plus grande quantité de matériel grossier, l'écoulement est lié également à une macroporosité. Elle propose d'utiliser un autre modèle pour estimer le k_{sat} des stériles en utilisant le D_{50} à partir d'une équation prédictive provenant de Taylor (1948) et de Budhu (2011) (équation 2.10). Selon les essais effectués dans l'étude de Peregoedeva (2012), cette méthode donnerait des valeurs prédites très semblables à celles obtenues en laboratoire ($0,7 < \frac{k_{sat\,labo}}{k_{sat\,prédit}} < 2,8$).

[Équation 2.10]

$$k_{sat} = C_1 \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^3}{1+e} D_{50}^{1.5}$$

D_{50} : diamètre des grains correspondant à 50% passant sur la courbe granulométrique [L]

C_1 : constante, facteur de la forme donnée par [-] :

[Équation 2.11]

$$C_1 = \frac{k_{sat\ labo} \times \mu_w (1 + e)}{D_{50}^2 \gamma_w e^3}$$

$k_{sat\ labo}$: conductivité hydraulique saturée mesurée en laboratoire [L/T]

2.1.3 Écoulement de l'eau en milieu non saturé

Certaines notions de bases de l'écoulement de l'eau en milieu saturé ont été présentées dans les sections 2.1.1 et 2.1.2. Par ailleurs, dans certaines conditions les écoulements se produisent en milieu non saturé. Comme mentionné précédemment, la charge hydraulique est égale à l'élévation plus la charge de pression. Au-dessus de la nappe phréatique, la charge de pression est négative puisqu'il s'agit en fait d'une tension provenant des forces capillaires des ménisques entre les grains d'un sol. La succion augmente avec la distance de la zone saturée, étant donné que les forces capillaires augmentent. Ces forces ont un effet sur l'écoulement de l'eau (Fredlund et al, 2012) . Or, les minéraux présents dans le sol ont un effet sur l'écoulement de l'eau. Ils créent des interactions physico-chimiques qui ont un impact sur l'écoulement de l'eau dans les argiles. Les sels dissous dans l'eau créent également des phénomènes osmotiques influençant l'écoulement de l'eau (Delage et Cui, 2000).

Lors de la désaturation d'un sol, les forces capillaires augmentent à mesure que les ménisques entre les grains deviennent plus petits, ce qui génère une succion plus grande dans le sol (Delage et Cui, 2000). Dans les sols à granulométrie plus fine ayant des surfaces spécifiques plus grandes et où les ménisques sont plus petits, les forces capillaires sont plus grandes et la succion est plus élevée pour un même degré de saturation. La succion peut être définie par l'équation 2.12.

[Équation 2.12]

$$\Psi = \mu_a - \mu_w$$

Ψ : succion [M/L.T²]

μ_a : pression d'air [M/L.T²]

μ_w : pression d'eau [M/L.T²]

La loi de Darcy présentée à la section précédente peut être généralisée pour les cas d'écoulement en milieu non saturé dans les trois dimensions en y appliquant l'équation de continuité. Il s'agit de la même équation que pour la loi de Darcy, mais la constante de conductivité hydraulique (k) devient une fonction de la succion dans les trois directions. Cette équation se nomme l'équation de Richards (Hillel, 1998); pour plus de détails concernant l'obtention de la loi de Richards à partir de l'équation de continuité et l'équation de Darcy, le lecteur intéressé peut consulter Bussière (1999):

[Équation 2.13]

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \left(k_x(\Psi) - \frac{\partial}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y(\Psi) \frac{\partial \Psi}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(k_{yz}(\Psi) \frac{\partial \Psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k(\Psi)}{\partial z}$$

θ : teneur en eau volumique [-]

t : temps [T]

k_x, k_y, k_z : conductivités hydrauliques dans les trois directions

Ψ : succion [M/L.T²]

L'équation 2.13 peut être résolue par des logiciels qui utilisent des méthodes numériques tels que SEEP/W et HYDRUS. La modélisation de l'écoulement de l'eau sera discutée à la section 2.1.5.

2.1.4 Courbe de rétention d'eau et fonction de conductivité hydraulique

Dans la section précédente, les équations pour prédire la conductivité hydraulique en milieu saturé ont été décrites. Pour les milieux non saturés, les courbes de rétention d'eau et les

fonctions de conductivité hydraulique (aussi appelée fonction de perméabilité) sont utilisées pour décrire l'écoulement de l'eau.

Comme mentionné précédemment, la courbe de rétention d'eau (CRE) est une propriété hydrogéologique d'un matériel. La CRE peut être représentée sous la forme d'un graphique de la teneur en eau volumique en fonction de la succion ($\theta(\psi)$) ou bien de saturation en fonction de la succion ($S_r(\psi)$). Cette fonction dépend de différentes caractéristiques du sol tels que la granulométrie, la porosité, la tortuosité, l'effet d'hystérésis, et autre (Aubertin et al. 1998).

De plus, dans un sol non saturé, l'eau circule plus lentement étant donné que l'air est un obstacle à l'écoulement. La conductivité hydraulique diminue donc à mesure que la succion augmente lors d'un séchage/drainage (Fredlund et al. 2012). Ce phénomène est représenté par la courbe de conductivité hydraulique (fonction de perméabilité) qui représente la conductivité hydraulique en fonction de la succion ($k(\psi)$) ou en fonction de la teneur en eau volumique ($k(\theta)$). Cette fonction est également considérée comme une propriété d'un sol.

Ces deux fonctions sont caractéristiques à chaque matériau pour une porosité donnée. Voici une schématisation de ces fonctions (tiré d'Aubertin et al. 1995) :

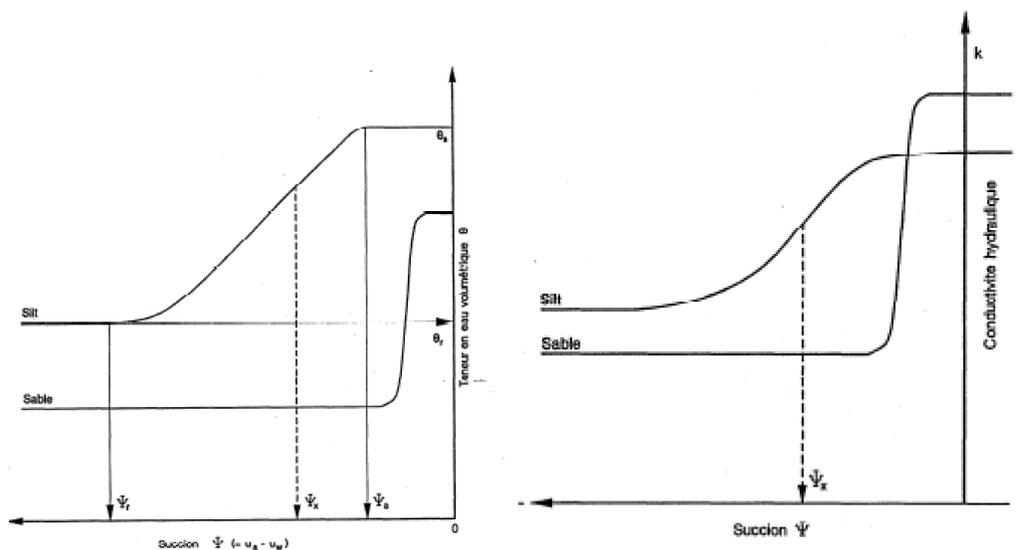


Figure 2.1 a et b : a) Représentation schématisée des courbes de rétention d'eau (tiré de Aubertin et al. (1995) b) Variation de la conductivité hydraulique en fonction de la succion (tiré de Aubertin et al. (1995)

La CRE et la fonction de conductivité hydraulique permettent de connaître certaines caractéristiques importantes d'un sol. Premièrement, la pression d'entrée d'air (ψ_a ou AEV) qui est la succion à laquelle le sol commence à se désaturer et à laisser entrer de l'air. Aussi, la succion résiduelle (ψ_r) qui est la succion à laquelle la teneur en eau volumique entre dans sa phase résiduelle. Le paramètre θ_r est la teneur en eau volumique résiduelle qui correspond à la teneur en eau volumique lorsque la succion résiduelle est atteinte.

Les figures 2.1 a) et b) montrent également des CRE et des fonctions de conductivité hydraulique typiques pour un sable et un silt. On peut remarquer sur la figure 2.1 que l'AEV est plus faible pour un matériel plus grossier comme le sable que pour un silt. Également, la conductivité hydraulique saturée du sable est plus élevée que celle du silt alors que la conductivité hydraulique non saturée du sable est moins grande que celle du silt lorsque la succion est plus élevée et la teneur en eau volumique est moins grande. Ce phénomène où

un matériau grossier drainé devient moins perméable qu'un matériau à grains fins est utilisé pour créer les effets de barrière capillaire. Ils sont utilisés pour un type de recouvrement visant à restaurer des sites d'entreposage de rejets minier : la couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC). La CEBC sera discutée à la section 2.4.1.

Les CRE ne sont pas uniques pour un matériel donné puisqu'elles sont différentes en mouillage qu'en drainage ; la courbe de drainage est normalement celle qui est utilisée pour représenter la CRE d'un matériel. Les différences entre ces deux courbes sont liées à l'effet d'hystérésis qui provient du fait que l'eau ne circule pas de la même manière dans les pores lors du drainage que lors du mouillage ; la courbe de mouillage sera toujours sous la courbe de drainage. Pour plus d'informations sur les effets d'hystérésis, le lecteur intéressé est invité à consulter la revue de Maqsood et al. (2004) ainsi que Maqsood et al. (2012).

Des essais en laboratoire peuvent être réalisés afin de déterminer les succions associées aux teneurs en eau volumiques d'un sol et ainsi obtenir la CRE. Les méthodes diffèrent en ce qui a trait aux plages typiques de succions pouvant être atteintes. Parmi les méthodes les plus utilisées, on retrouve les suivantes (Delage et Cui, 2000) :

- Cellule de pression ;
- Essais en colonne ;
- Contrôle osmotique ;
- Contrôle de succion par la phase vapeur ;
- Mesure tensiométrique de la succion ;
- Mesure psychométrique de la succion ;
- Méthode du papier filtre.

Pour la plupart de ces essais, le matériel est désaturé selon différentes méthodes et les mesures de succions sont notées pour différentes teneurs en eau volumiques. Les succions matricielles sont mesurées avec ces approches à l'exception de la méthode par les solutions salines qui donnent une succion totale. Selon Fredlund et al. (2012), il est commun d'utiliser des mesures matricielles pour des succions inférieures à 1500 kPa et des succions totales pour des valeurs de plus de 1500 kPa. Plusieurs méthodes peuvent être jumelées

pour obtenir la CRE complète d'un sol (e.g. Bossé et al. 2013). Les méthodes qui seront utilisées dans ce mémoire sont les essais en cellules de pression et les colonnes, elles seront présentées plus en détail au Chapitre 3.

La CRE d'un sol peut également être déterminée à l'aide de mesures sur le terrain. Bussière et al. (2007) présente une méthode pour déterminer la CRE *in situ* en utilisant des senseurs de teneurs en eau volumique à la même élévation dans une couche de sol que des senseurs de succion. Des lectures peuvent être effectuées périodiquement lors de mouillage ou de drainage.

La CRE complète peut être obtenue à partir de méthodes de mesure qui permettent d'obtenir des points (ψ, θ) . Des modèles mathématiques peuvent être utilisés pour ajuster les points de mesures aux modèles descriptifs. Aubertin et al. (2003) nomme certains des modèles les plus utilisés à cette fin tels Brooks et Corey B-C (1964), Gardner (1958), van Genuchten (1980) et celui de Fredlund et Xing (1994).

Par exemple, l'équation de van Genuchten (1980) peut être exprimée par l'équation 2.14 (tirée de Aubertin et al. 2005).

[Équation 2.14]

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[\frac{1}{1 + (\alpha_v \psi)^{n_v}} \right]^{m_v} ;$$

θ_e : teneur en eau réduite [-]

θ : teneur en eau volumique [-]

θ_s : teneur en eau volumique saturée [-]

θ_r : teneur en eau volumique résiduelle [-]

ψ : succion [L]

Il est également possible d'estimer les CRE à l'aide de modèles prédictifs. Aubertin et al. (2003) présentent le modèle de Kovacs Modifié (MK) à cette fin. Dans ce modèle, le degré de saturation pour une succion donnée est obtenu selon l'équation 2.15.

[Équation 2.15]

$$S_r = \frac{\theta}{n} = S_c + S_a^*(1 - S_c) \text{ avec } S_a^* = 1 - \langle 1 - S_a \rangle$$

$$\text{Pour } S_a \geq 1, S_a^* = 1, \quad \text{pour } S_a < 1, S_a^* = S_a$$

S_r : degré de saturation [-]

S_c : composante de capillarité [-]

S_a : composante d'adhésion [-]

Les composantes S_c et S_a sont déterminées à partir de propriétés géotechniques de base soit D_{10} et C_u pour les sols granulaires et w_L (limite de liquidité [%]), e (indice des vides [-]) et ρ_s (masse volumique du sol sec [L/T]) pour les sols cohérents.

Les étapes pour l'utilisation de cette méthode sur les sols granulaires sont :

1. Calculer la hauteur de remontée capillaire h_{co} (cm)

[Équation 2.16]

$$h_{co} = \frac{0.75 * \cos\beta_w}{e(D_{10}(1.17 * \log(C_u) + 1))} \text{ avec } \beta_w = 0$$

h_{co} : hauteur de remontée capillaire [L]

D_{10} : diamètre de grains dont 10% des grains sont plus fins [L]

C_u : D_{60}/D_{10} [-]

e : indice des vides [-]

2. Calculer S_c pour différentes valeurs de succion

[Équation 2.17]

$$S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right]^m \exp \left[-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right] \text{ avec } m = 1/C_u$$

S_c : composante de capillarité [-]

h_{co} : hauteur de remontée capillaire [L]

ψ : succion [L]

3. Calculer S_a pour les mêmes valeurs de succions qu'à l'étape deux

[Équation 2.18]

$$S_a = a_c \left(1 - \frac{\ln \left(1 + \frac{\psi}{\psi_r} \right)}{\ln \left(1 + \frac{10^7}{\psi_r} \right)} \right) * \frac{h_{co} / \psi_n}{e^{\frac{1}{3}} \left(\frac{\psi}{\psi_n} \right)^{1/6}}$$

a_c : 0.01 [-]

ψ_r : $0.86 * h_{co}^{1.2}$ [L]

ψ_n : Paramètre de normalisation égal à 1 [L]

Les variables S_a et S_c peuvent être introduites dans l'équation 2.15 pour chaque succion.

On obtient alors des degrés de saturation en fonction de succion.

4. Avec :

$$S_r * n = \theta$$

n : porosité [-]

θ : teneur en eau volumique [-]

Cela permet d'obtenir la CRE.

Pour les sols cohérents, non-compressibles, une méthode adaptée est décrite dans Aubertin et al. (2003).

Une modification au modèle MK a été proposée dans Mbonimpa et al. (2006). Ce modèle est nommé MK_d et peut être utilisé pour les matériaux compressibles. En effet, lorsqu'un sol est compressible, son volume diminue lorsque la succion augmente et que la teneur en eau volumique diminue. Dans le modèle MK, l'indice des vides est une constante alors que pour les sols compressibles, dans le modèle MK_d , l'indice des vides devient une fonction

de la succion en raison des changements de volumes. La fonction $e(\psi)$ est appelée la courbe de retrait volumique et celle-ci est introduite dans le calcul de S_c et S_a .

Peregoedova (2012) a proposé une modification au modèle MK permettant de l'ajuster pour les stériles miniers. Selon cette étude, le calcul du diamètre équivalent (D_H) ne prend pas suffisamment en considération la fraction plus fine que le diamètre effectif (D_{10}). En effet, le diamètre équivalent (D_H) est calculé selon le D_{10} et le C_u . Elle propose donc d'ajouter un coefficient au calcul du D_H qui provient du calcul de la surface spécifique selon la méthode de Chapuis et Légaré (1992). La modification est présentée dans l'équation 2.19 (Peregoedova, 2012).

[Équation 2.19]

$$h_{co_adhésion} = h_{co} * \frac{D_H}{D_{HCL}}$$

h_{co} : remontée capillaire selon le modèle MK [L]

D_H : diamètre équivalent des grains calculés selon le modèle MK [L]

D_{HCL} : diamètre équivalent calculé à partir de la surface spécifique calculé selon la méthode de Chapuis et Légaré (1992). [L]

Selon cette même étude, une modification doit également être apportée pour le calcul de la succion résiduelle utilisée dans l'équation de la saturation d'adhésion (S_a) (équation 2.20).

[Équation 2.20]

$$\psi_{r_ajusté} = \psi_r * \left(\frac{D_H}{D_{HCL}}\right)^{1.26}$$

ψ_r : succion résiduelle calculée selon le modèle MK [L]

D_H : diamètre équivalent des grains calculé selon le modèle MK [L]

D_{H_CL} : diamètre équivalent calculé à parti de la surface spécifique de Chapuis et Légaré (1992) [L]

Cette modification n'apporte pas beaucoup de différence pour les matériaux uniformes, mais elle permet une meilleure estimation de la valeur de ψ_r pour les matériaux à granulométrie étalée comme les stériles miniers (Peregoedova, 2012).

La fonction de perméabilité peut être obtenue à partir de la CRE. Certains modèles statistiques peuvent être utilisés pour l'estimer tels que Childs et Collis-George (1950) (modèle C-CG) présenté dans Hillel (1998). Le modèle prend en considération que le sol contient des pores distincts, des rayons différents et qu'ils sont distribués aléatoirement dans l'espace (Hillel, 1998). Le modèle a été modifié par Marshall (1958), Millington et Quirk (1959), Kunze et al. (1968), Green et Corey (1971), Jackson (1972) et autres (Hillel, 1998).

Les expressions de Mualem (1976) et Burdine (1953) ont également été développées à partir du modèle de Childs et Collis-George et elles sont plus couramment utilisées. Elles sont présentées de la façon suivante (équations 2.21 et 2.22) dans Mbonimpa et al. (2006) :

[Équation 2.21]

$$k_r(\theta) = \theta^\lambda \left[\left(\int_{\theta_r}^{\theta} \psi^{-\beta} dy \right) / \left(\int_{\theta_r}^{\theta_s} \psi^{-\beta} dy \right) \right]^\delta$$

Avec

[Équation 2.22]

$$\theta = (\theta - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r)$$

θ : teneur en eau volumique [-]

k_r : conductivité hydraulique relative [LT^{-1}]

λ : 2 pour le modèle de Burdine (1953) et 0,5 pour le modèle de Mualem (1976)

β : 2 pour le modèle de Burdine (1953) et 1 pour le modèle de Mualem (1976)

δ : 1 pour le modèle de Burdine (1953) et 2 pour le modèle de Mualem (1976)

La solution analytique approchée de van Genuchten (1980) permet de résoudre le modèle de Mualem (1976). Elle est utilisée pour décrire la fonction de conductivité hydraulique (équation 2.23) (tirée de Aubertin et al. 1996).

[Équation 2.23]

$$k_u = k_s \left[1 - \left(1 - \theta_e \left(\frac{1}{m} \right)^m \right)^2 \right] \theta_e^\beta$$

k_u : conductivité hydraulique [LT^{-1}]

k_s : conductivité hydraulique à saturation

β : valeur suggérée de $\frac{1}{2}$ (Van Genuchten (1991))

2.1.5 Codes numériques pour simuler l'écoulement de l'eau en milieu non saturé

Étant donné la complexité de l'écoulement de l'eau en milieux non saturés et des géométries à simuler, les modèles hydrogéologiques numériques sont de bons outils pour prédire le comportement hydrogéologique des recouvrements miniers tels les CEBC.

Pour simuler l'écoulement de l'eau, la méthode des éléments finis est souvent utilisée (Hinkelmann, 2005). Elle permet de d'approximer une solution en divisant la région étudiée en plusieurs régions très petites qui sont les éléments finis. Ces éléments sont continus entre eux et sont joints par des nœuds (Bathe, 1982). Pour approximer les valeurs des variables recherchées, on fait l'hypothèse que la variation entre chaque nœud est définie par une fonction. Cette méthode peut être utilisée pour des problèmes avec des conditions frontières définies.

Plusieurs codes ont été développés pour simuler l'écoulement de l'eau en conditions de saturation variables et en régime tant permanent que transitoire notamment SEEP/W et HYDRUS (Bussière, 1999; Aubertin et al., 2005). Ces codes utilisent des approches numériques légèrement différentes pour résoudre l'équation de Richards (équation 2.13) (voir Bussière et al., 2000, pour les détails).

Plusieurs études ont tenté de simuler l'écoulement dans les haldes à stériles. Fala et al. (2002, 2005) ont proposé des modèles avec le logiciel HYDRUS 2D en insérant des couches de matériel plus fin entre les couches de matériel plus grossiers. Broda et al. (2013) mentionnent que les codes standards tels SEEP/W et HYDRUS sont utiles pour prédire l'écoulement de l'eau dans les milieux poreux, mais qu'ils représentent difficilement

l'écoulement dans les haldes à stériles. Effectivement, les haldes à stériles sont un milieu hétérogène où l'on retrouve de l'écoulement préférentiel dans les macropores. La conductivité hydraulique est donc beaucoup plus élevée à ces endroits. Broda et al. (2013) proposent de représenter l'écoulement dans une halde à stériles dans les simulations par l'utilisation d'un réseau de fractures discrètes et distribuées aléatoirement. L'approche conceptuelle utilisée était conçue à l'origine pour les massifs rocheux fracturés. Broda et al. (2014) comparent deux méthodes pour représenter ces écoulements préférentiels avec le modèle en trois dimensions HydroGeoSphere. Ces approches sont le milieu poreux équivalent qui considère une porosité moyenne homogène et le « transition probability geostatistical software » qui utilise une approche géostatistique de probabilités pour représenter l'hétérogénéité. Ces codes peuvent être utilisés pour simuler l'écoulement dans les haldes à stériles.

2.2 Aspects théoriques du mouvement des gaz

Puisque l'oxygène réagit avec les sulfures et l'eau pour provoquer du drainage minier acide dans certains rejets miniers, le mouvement des gaz au travers des couches de recouvrement doit être étudié pour vérifier l'efficacité de ceux-ci. Dans une halde à stériles miniers non recouverte, l'oxygène peut atteindre les sulfures par différents principes tels que la diffusion, l'advection et le transport thermique (Mbonimpa et Aubertin (2003); da Silva et al. (2009); Lefebvre et al. 2001; Poirier , 2019). Dans ce mémoire, les différents principes de mouvement des gaz dans les haldes à stériles ne seront pas discutés puisque nous étudions les recouvrements permettant de réduire le flux d'oxygène pouvant atteindre les matériaux de la halde. Par conséquent, seul le transport par diffusion moléculaire sera discuté, puisqu'il est le principal phénomène présent dans les recouvrements miniers constitués de matériaux poreux ayant une granulométrie relativement fine (Demers, 2008).

2.2.1 Diffusion de l'oxygène

L'oxygène diffuse dans le sol par gradient de concentration (phénomène de diffusion). La diffusion se produit principalement à travers les pores remplis d'air. La teneur en air dans les pores d'un sol est définie par l'équation 2.24.

[Équation 2.24]

$$\theta_a = n - \theta_w = n(1 - S_r)$$

θ_a = teneur en air volumique [-]

n = porosité [-]

θ_w = teneur en eau volumique [-]

S_r = degré de saturation [-]

Étant donné qu'une certaine quantité d'oxygène se dissout dans l'eau en plus de l'oxygène qui migre dans les pores remplis d'air, la porosité équivalente θ_{eq} est utilisée afin de représenter ces deux éléments. L'équation 2.25 définit la porosité équivalente (Aubertin et al. 1999).

[Équation 2.25]

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w$$

H = constante d'Henry [-] = C_w/C_a

C_w = la concentration d'oxygène dans l'eau

C_a = la concentration d'oxygène dans l'air.

À 20°C, le C_w est de 0,28 mol/m³ d'eau ou 9 g/m³ d'eau et le C_a est de 20,9 % ou 8,7 mol/m³ d'air (Mbonimpa et Aubertin, 2003).

L'objectif des recouvrements avec effets de barrière capillaire est de maintenir une couche de matériel fin à un degré de saturation élevé pour contrôler les flux d'oxygène. Le principe de ce type de recouvrement sera expliqué plus en détail à la section 2.4.1. Puisque le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène dans l'eau est beaucoup plus faible que celui dans l'air, la diffusion d'oxygène est ainsi diminuée. Lorsque le degré de saturation d'une couche de sol est de plus de 85-90 %, la diffusion est contrôlée par le transport dans les pores remplis d'eau (Mbonimpa et al., 2002a, 2003; MEND, 2004). Mbonimpa et al. (2003) mentionnent également que la diffusion d'oxygène est limitée par la concentration maximale dans l'eau, soit le C_w et que le coefficient de diffusion d'oxygène dans l'air est de quatre ordres de grandeur plus important que dans l'eau.

Dans un milieu poreux partiellement saturé, la première loi de Fick peut être utilisée pour déterminer le flux d'oxygène ($F_o^D(z, t)$) à un temps t et à une position z . La première loi de Fick (diffusion en régime permanent) est présentée à l'équation 2.26 tirée de Mbonimpa et Aubertin (2003).

[Équation 2.26]

$$F_o^D(z, t) = -D_e \frac{\partial C(z, t)}{\partial z}$$

D_e : coefficient de diffusion effectif (L^2/T) [L^2/T]

C : concentration d'oxygène dans les pores au temps t et à la position z [M/L^3 ou Mol/L^3]

$F_o^D(z, t)$: flux d'oxygène [$ML^{-2}T^{-1}$]

Le coefficient de diffusion effectif (D_e) peut être exprimé selon une fonction du coefficient de diffusion apparent (D^*) avec l'équation 2.27 tirée de Mbonimpa et Aubertin (2003).

[Équation 2.27]

$$D_e = D^* * \theta_{eq}$$

La deuxième loi de Fick permet de définir la distribution de la concentration d'oxygène en conditions transitoires dans un milieu non saturé, c'est-à-dire que la concentration d'oxygène varie dans le temps et selon la profondeur. La deuxième loi de Fick est présentée à l'équation 2.28 tirée de Mbonimpa et Aubertin (2003).

[Équation 2.28]

$$\text{équation } \frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right)$$

Lorsque qu'un sol contient des minéraux réactifs, comme des sulfures, une certaine quantité d'oxygène peut être consommée par l'oxydation de ces minéraux (Mbonimpa et al., 2003; Bussière et al., 2004). Cela diminue le flux d'oxygène passant au travers de ce matériau meuble. Puisque la consommation d'oxygène est linéairement proportionnelle à la concentration de réactif (Mbonimpa et Aubertin, 2003), on utilise la 2^e loi de Fick modifiée (équation 2.29) pour inclure la consommation d'oxygène pour des réactions d'oxydation de premier ordre (Mbonimpa et al. 2002c; Mbonimpa et Aubertin, 2003).

[Équation 2.29]

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq}C) = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_e \frac{\partial C}{\partial z}\right) - K_r C$$

K_r : coefficient du taux de réaction de l'oxygène [T^{-1}] (le K_r est égal à 0 lorsque qu'un matériel est inerte).

Le coefficient du taux de réaction de l'oxygène peut être défini selon une fonction du coefficient de réaction apparent K_r^* avec l'équation 2.30 tirée de Mbonimpa et Aubertin (2003).

[Équation 2.30]

$$\frac{K_r}{\theta_{eq}} = K_r^*$$

Pour simplifier la deuxième loi de Fick modifiée pour les matériaux réactifs, il est possible d'estimer le flux en considérant que θ_{eq} et D_e sont indépendants du temps et de la profondeur pour une couche donnée. Lorsque θ_{eq} change avec la profondeur dans une même couche d'un recouvrement, la couche peut être divisée selon les différents θ_{eq} et les sections peuvent être traitées une par une. L'équation de la 2^e loi de Fick modifiée devient l'équation 2.31 tirée de Mbonimpa et Aubertin (2003).

[Équation 2.31]

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r^* C$$

Les équations de Fick peuvent être résolues à l'aide de solutions analytiques pour des conditions frontières spécifiques. Mbonimpa et al. (2002a; 2003) ont présenté des solutions analytiques pour des conditions frontières définies dans un recouvrement d'épaisseur L pour des cas de recouvrements réactifs ou non réactifs. Les conditions frontières sont telles que la concentration d'oxygène dans l'atmosphère (C_a) est constante à la surface ($C(z=0, t > 0) = C_a$), la concentration d'oxygène à l'interface au bas est de ($z=L, t > 0$) = $C_L=0$) et la concentration initiale dans les pores est de 0 ($C(z > 0, t = 0) = 0$).

Un profil de concentration peut être obtenu à partir de la deuxième loi de Fick modifiée avec la méthode de séparation des variables (Adda and Philbert, 1966; Crank, 1975) pour $K_r=0$ (Mbonimpa et al., 2002a). À partir du profil de concentration obtenu et de la première loi de Fick, l'équation 2.32 permet de déterminer le flux d'oxygène à la base du recouvrement pour un matériel non réactif (Mbonimpa et al., 2002a).

[Équation 2.32]

$$F(z = L, t > 0) = F_{s,L} + 2F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^i \exp\left(-\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* t\right)$$

$F_{s,L}$: Flux d'oxygène à la base du recouvrement sous des conditions stables [M ou mol/L²/T]

Le $F_{s,L}$ peut être obtenu selon l'équation 2.33 pour une consommation d'oxygène complète et rapide sous le recouvrement (Mbonimpa et al., 2002a, Mbonimpa et al., 2003).

[Équation 2.33]

$$F_{s,L} = \frac{C_0 D_e}{L}$$

Le temps $t_{s,L}$ pour atteindre le régime permanent peut également être estimé à l'aide de l'équation 2.34 (Crank, 1975, présentée dans Mbonimpa et al., 2003).

[Équation 2.34]

$$t_{s,L} \approx \frac{f_p L^2}{D^*}$$

f_p : facteur de proportionnalité ($f_p=0,45$, suggéré par Crank, 1975 et présenté dans Mbonimpa et al., 2002a) [-]

Pour les matériaux réactifs, Mbonimpa et al. (2003, 2002a) présentent une équation qui permet d'obtenir le profil de concentration d'oxygène pour $K_r^*>0$ avec la méthode de Danckwert's (Crank 1975). Ensuite, le profil de concentration d'oxygène peut être intégré à la première loi de Fick selon l'équation 2.35 (Mbonimpa et al. 2003, 2002a).

[Équation 2.35]

$$F(z, t) = K_r^* \int_0^t F_1(z, t') \exp(-K_r^* t') dt' + F_1(z, t) \exp(-K_r^* t)$$

$F_1(z, t')$: flux obtenu pour un matériel non réactif [M ou mol/L²/T]

En utilisant l'équation du flux d'oxygène à la base du recouvrement sous des conditions stables pour déterminer le $F_1(z, t')$ (équation 2.32) et l'équation pour déterminer le $F_{s,L}$ (équation 2.33), l'équation 2.36 pour le flux à la base d'un recouvrement pour un matériel réactif en régime permanent peut être obtenue (Mbonimpa et al. (2003).

[Équation 2.36]

$$F_{ss}(z = L, t = \infty) = F_{s,L} + 2k_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*}$$

Cette même équation peut être utilisée pour calculer le flux entrant dans le recouvrement à la profondeur $z=0$ (tirée de Mbonimpa et al. (2003) (équation 2.37).

[Équation 2.37]

$$F_{ss}(z = 0, t \rightarrow \infty) = F_{s,L} + 2k_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*}$$

Ces deux dernières équations sont valables lorsqu'il s'agit d'un régime permanent. Dans le cas où il ne s'agit pas d'un régime permanent, des équation plus complexes ont été développées et sont présentées dans Mbonimpa et al. (2003).

Ainsi, ces équations sont généralement résolues pour des conditions stationnaires et des conditions frontières spécifiques. Elles peuvent également être résolues simultanément avec des codes numériques (ex. Pollute (2-D) et SEEP/W). Ces codes numériques sont utilisés dans diverses études afin de résoudre les équations de flux, telles Gosselin (2007), Demers (2008), Kalonji-Kabambi (2014) et Éthier (2018). Le flux d'oxygène peut également être déterminé avec des essais de consommation d'oxygène où l'on mesure la diminution de concentration d'oxygène au-dessus du matériel ou du recouvrement en

laboratoire ou sur le terrain. Les équations précédentes peuvent ensuite être résolues. Ces essais seront présentés plus en détail dans 2.2.1.1.

La méthode des gradients, présentée dans Demers et al. (2008), peut être utilisée pour évaluer le flux d'oxygène entre deux points lorsqu'il est possible de mesurer la concentration d'oxygène interstitielle à différents points dans le recouvrement. La première loi de Fick (équation 2.26) peut être résolue lorsque la valeur de D_e peut être estimée (Elberling et Nicholson, 1996; Demers, 2008).

2.2.1.1 Méthode de détermination des coefficients D_e et K_r

Les paramètres D_e et K_r doivent être connus pour calculer les flux d'oxygène à travers les matériaux de recouvrement réactifs. Des modèles prédictifs permettent d'estimer les coefficients D_e et K_r lorsque des mesures en laboratoire ou sur le terrain ne sont pas possibles ou disponibles. Les modèles de Millington and Quirk (1961) et de Millington et Shearer (1971) pour déterminer le D_e ne considéraient que la diffusion de l'air dans la phase aqueuse. Ils ont été modifiés par Collin (1987) qui a produit un modèle qui considère la diffusion dans la phase aqueuse également (Mbonimpa et al., 2003). Ce modèle a été modifié par la suite. Mbonimpa et al. (2003) et Aachib et al. (2004) proposent l'équation 2.38 pour estimer le D_e .

[Équation 2.38]

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^o \theta_a^{p_a} + H D_w^o \theta_w^{p_w})$$

D_w^o : coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau [L^2/T] ($1,8 \cdot 10^{-5} m^2/s$ à $20^\circ C$)

D_a^o : coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air [L^2/T] ($2,5 \cdot 10^{-9} m^2/s$ à $20^\circ C$)

H : Constante d'Henry ($H = C_w/C_a$, $H \approx 0,03$ à $20^\circ C$) [-]

p_a : variable pour la tortuosité autour des grains dans l'air [-]

p_w : variable pour la tortuosité autour des grains dans l'eau [-]

Les équations 2.39 et 2.40 permettent d'évaluer les variables p_a et p_e :

[Équations 2.39 et 2.40]

$$p_a = 1,201 \theta_a^3 - 1,515 \theta_a^2 + 0,987 \theta_a + 3,119$$

$$p_w = 1,201 \theta_w^3 - 1,515 \theta_w^2 + 0,987 \theta_w + 3,119$$

Les variables p_w et p_a peuvent également être estimée à une valeur de 3,3 (Mbonimpa et al., 2002a)).

Mbonimpa et al. (2003) proposent une comparaison de données expérimentales et des résultats obtenus avec l'équation 2.41 sur un graphique de D_e en fonction du degré de saturation (figure 2.2).

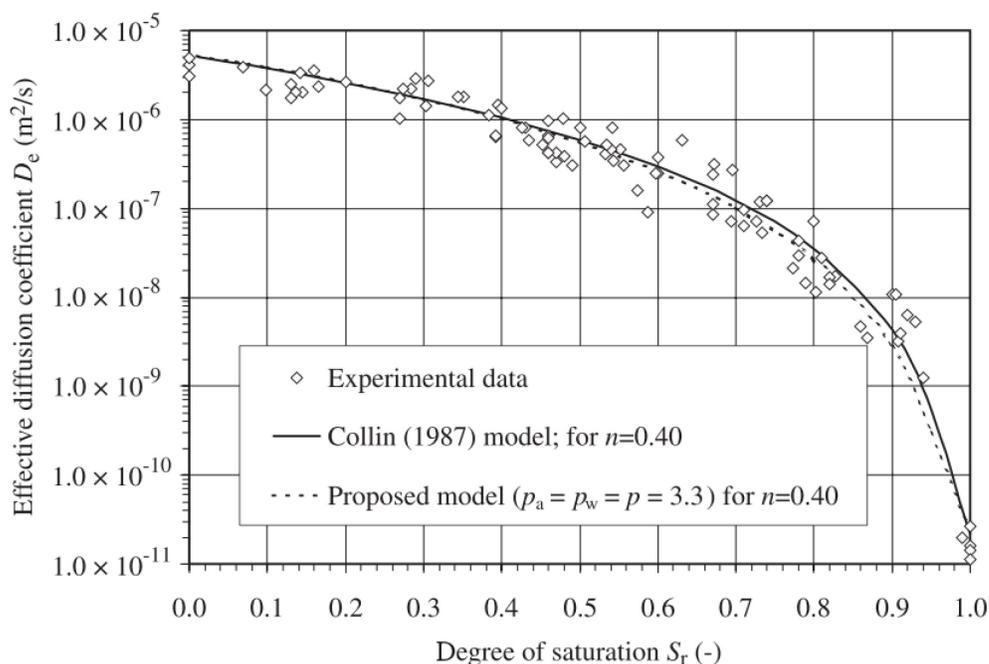


Figure 2.2 : Coefficient de diffusion de l'oxygène en fonction du degré de saturation-comparaison entre des données expérimentales et des résultats d'équation de prédiction (Mbonimpa et al., 2003)

Le coefficient de réaction K_r peut être estimé selon le modèle de Collin (1987, 1998) à partir de l'équation 2.41 (Mbonimpa et al., 2003).

[Équation 2.41]

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

$D_H = (1 + 1.17 \log(C_u)) D_{10}$

n : porosité [-]

C_p : teneur en pyrite par unité de masse de résidus secs [L/L] ou [-]

K' : coefficient pour la pyrite [environ $5 \cdot 10^{-10} \text{ m}^3 \text{ O}_2 / \text{m}^2 \text{ pyrite/s}$ ($15,8 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ O}_2 / \text{m}^2 \text{ pyrite/an}$)]

L'équation 2.41 prend en considération que la pyrite est toute disponible pour l'oxydation et ne considère pas l'impact du degré de saturation.

Le K_r et le D_e de matériaux meubles peuvent être estimés en laboratoire ou *in situ*. Mbonimpa et al. (2002a, 2002b, 2003) présentent une méthode pour déterminer ces paramètres pour des matériaux réactifs en laboratoire. Cette méthode est dérivée des études d'Aubertin et al. (1995, 1999, 2000). Il s'agit d'une cellule de diffusion à deux réservoirs (plus de détails sur cette méthode seront présentés au Chapitre 3).

Pour des essais *in situ*, Mbonimpa et al. (2002b, 2003), Bussière et al. (2002) et Dagenais et al. (2012) présentent une modification au test de consommation d'oxygène (appelé essai de diffusion/consommation d'oxygène) qui est plus appropriée pour des sols qui consomment peu l'oxygène et pour un essai sur une plus longue période de temps pour atteindre l'état stationnaire. Il s'agit d'une version modifiée du test de consommation d'oxygène développé par Elberling et al. (1994) avec un cylindre inséré dans le recouvrement *in situ*, et où le test est réalisé sur une plus longue période de temps et interprété différemment. Mbonimpa et al. (2002b) présentent un essai effectué sur un période de cinq jours. Les données récoltées sont interprétées en les comparant à des résultats obtenus avec un logiciel qui résout la loi de Fick pour les matériaux réactifs. Ainsi, le K_r et D_e peuvent être estimés. Dagenais et al. (2012) ont effectué ce type d'essais de consommation d'oxygène au site Lorraine; site minier restauré à l'aide d'une CEBC situé au Témiscamingue (Québec). Dans le cadre de cette étude, des essais similaires ont été réalisés et ils sont présentés à la section 4.5.1.

2.3 Propriétés des haldes à stériles

L'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé ainsi que la diffusion de l'oxygène ont été traités dans les sections précédentes. La théorie exposée permet de comprendre les phénomènes ayant lieu dans les haldes à stériles miniers. La manière dont les stériles sont disposés dans une halde, ainsi que les propriétés granulométriques des matériaux ont une influence sur l'écoulement de l'eau au travers de celle-ci.

Les mines produisent deux catégories principales de rejets miniers, soit les rejets du concentrateur et les stériles. Les stériles proviennent de la partie n'ayant pas de valeur économique dans le gisement. Les roches stériles sont dynamitées et transportées sur des haldes à stériles situées sur les sites miniers. Les mines produisent une grande quantité de stériles qui doit être stockée de façon adéquate. En effet, les mines souterraines peuvent produire entre 5 et 15 % de volume de leurs rejets en stériles et les mines à ciel ouvert peuvent en produire jusqu'à 60 % et plus (Aubertin et al., 2008). Cela implique que les haldes à stériles des mines à ciel ouvert peuvent atteindre des tailles importantes. Elles peuvent atteindre quelques centaines de mètres de hauteur et renfermer plus de 500 millions de mètres cube de matériel (Fala et al., 2002). La restauration de ces haldes à stériles doit tenir compte de ces caractéristiques.

2.3.1 Propriétés géotechniques des haldes à stériles

2.3.1.1 Granulométrie

La granulométrie des stériles miniers est très étalée. Les stériles peuvent contenir des blocs de plus de 1 m de diamètre jusqu'à des grains de moins de 1 mm de diamètre (jusqu'à de l'argile) (e.g. Martin, 2003; Fala, 2008; Amos et al. 2015). Les granulométries varient selon le type de lithologie des stériles.

La courbe granulométrique est une caractéristique importante d'un sol. Il s'agit d'une courbe cumulative des pourcentages de grains passant au tamis en fonction du diamètre des grains. Il est possible de déterminer plusieurs paramètres à partir de cette courbe granulométrique, tel que le D_{10} , le coefficient d'uniformité (C_U), le D_{60} et le coefficient de courbure (C_C). Le D_x correspond au diamètre des grains pour lequel le pourcentage de

passant est de x % (ex. D_{60} correspond au diamètre des grains pour lequel le pourcentage de passant est de 60 %). Le C_U renseigne sur la forme de la courbe granulométrique. Plus un sol est uniforme, plus cette valeur sera faible (Holtz et Kovacs, 1991). Les stériles ont généralement un coefficient d'uniformité (C_U) plus grand que 20, donc élevé (Aubertin et al., 2002b).

Le C_U est défini par l'équation 2.42 (Holtz et Kovacs, 1991) :

[Équation 2.42]

$$C_U = \frac{D_{60}}{D_{10}}$$

Le C_c est défini par l'équation 2.43 (Holtz et Kovacs, 1991).

[Équation 2.43]

$$C_c = \frac{(D_{30})^2}{D_{10} * D_{60}}$$

2.3.1.2 Structure interne

Étant donné la granulométrie étalée des matériaux dans une halde à stérile, le mode de déposition des stériles aura une influence sur sa structure interne. La méthode de mise en place des stériles peut provoquer une ségrégation des matériaux et ainsi avoir une influence sur l'écoulement de l'eau dans une halde. Parmi les méthodes de mise en place, les suivantes sont les plus couramment utilisées (Aubertin et al., 2002b) :

1. Déversement à la benne

Des camions porteurs déversent les stériles le long de la crête de la halde. Cela amène y a une ségrégation des particules. Les particules fines se retrouvent dans la partie supérieure de la halde alors que les plus grossières se retrouvent au bas. Des particules intermédiaires plus uniformes sont au centre. Environ 75 % des particules grossières atteignent la base de la pente.

2. Déversement avec épandage au butoir

Pour cette méthode, les stériles sont déposés près de la crête et sont ensuite poussés. Puisque la vitesse des particules de granulométrie grossière est moins grande en

haut de la pente que pour la méthode de déversement à la benne, seulement environ 40 % des particules grossières atteignent le bas de pente. Par ailleurs, la ségrégation granulométrique est également présente.

3. Déversement à la benne avec réglage

Les stériles sont déposés en différents empilements de 2 m de hauteur qui sont ensuite compactés. La ségrégation des matériaux est plutôt faible avec l'utilisation de cette méthode et les matériaux sont denses.

4. Pelle à la benne

Les stériles sont trainés par la pelle à la benne. Cette méthode est surtout utilisée dans les mines de charbon. Cette méthode cause peu de ségrégation.

Les méthodes de déversement à la benne et de déversement avec épandage au butoir sont les plus utilisées dans les mines de roches archéennes (dures), comme en Abitibi-Témiscamingue (Aubertin et al., 2002b). L'étalement granulométrique a donc une influence sur la ségrégation ou les stratifications. La figure 2.3 montre une halde à stériles avec ségrégation des matériaux et stratification qui apparaissent avec la compaction due à la machinerie. Cela crée un obstacle à l'écoulement de l'eau.

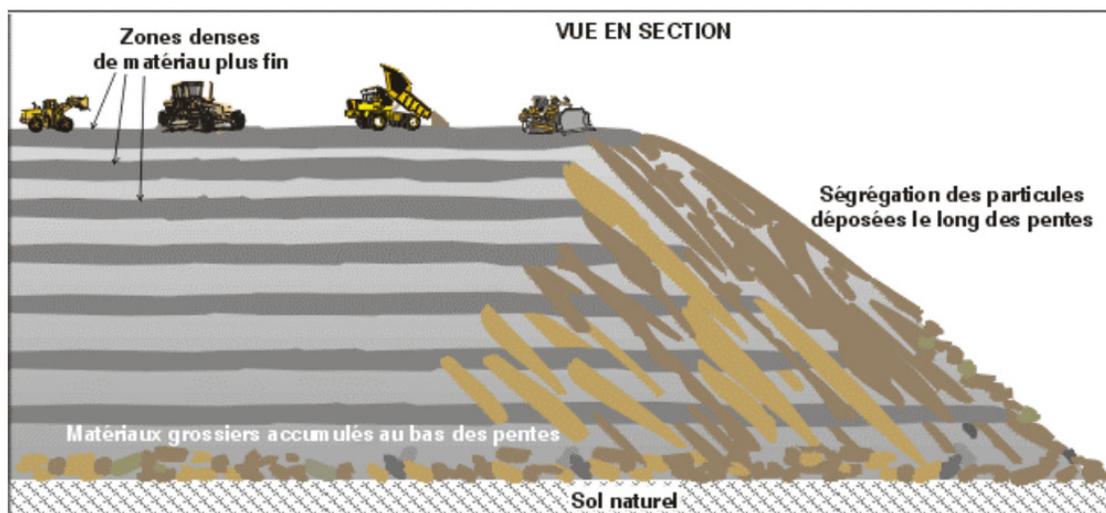


Figure 2.3 : Vue en section d'une halde à stériles avec ségrégation dans la pente et stratification interne (Aubertin et al., 2002b)

2.3.2 Écoulement de l'eau dans les haldes à stériles

L'écoulement de l'eau dans une halde à stériles dépend de sa localisation géographique (précipitation, ruissellement, décharge, évaporation) et des caractéristiques physiques de la halde elle-même. Amos et al. (2015) ont fait une revue de littérature sur la géochimie et l'hydrogéologie des haldes à stériles basée en bonne partie sur les travaux de Nichol et al. (2005), Ritchie (1994) et Lefebvre et al. (2001). Les études sur les haldes à stériles mentionnent que l'écoulement de l'eau dans celles-ci comprend des chemins préférentiels (Smith et al, 1995; Fala et al. 2005; Azam et al., 2006; Beckie et al., 2011; Peregoedova, 2012; Fala et al. 2013). Cela est causé par la configuration et la ségrégation granulométrique des matériaux tel qu'expliqué dans la section précédente. En effet, étant donné que certaines portions des haldes à stériles sont très grossière et ont une très forte porosité, la conductivité hydraulique est très élevée. L'écoulement peut être contrôlé par ces chemins préférentiels selon la structure de la halde à stériles. Peregoedova (2012) mentionne que les macropores peuvent augmenter la conductivité hydraulique par 100 fois. Elle parle de milieu à double porosité.

Ces éléments ont précédemment été discuté dans Nichol et al. (2005) qui ont étudié l'écoulement de l'eau dans une cellule expérimentale pour discerner les mécanismes de transport ayant lieu dans celle-ci à l'aide de traceurs. Ils font donc la différence entre l'écoulement dans les macropores, qui est en lien avec les forces capillaires entre les grains, et un écoulement non-capillaire, qui n'interagit pas avec la matrice ni les forces capillaire (chemin d'écoulement préférentiel). L'étude de Nichol et al. (2005) permet de reconnaître que ces deux chemins d'écoulement sont présents. Ils concluent également qu'il y a un échange d'eau entre les chemins préférentiels et le flux dans les macropores. Par ailleurs, l'écoulement dans les macropores représenterait la plus grande partie de l'écoulement. L'étude de Yazdani et al. (2000) arrive à des conclusions semblables puisqu'ils mentionnent que les propriétés hydrauliques des haldes à stériles sont majoritairement contrôlées par la fraction plus petite que 5mm si cette fraction comprend au moins 30 à 35% du volume de l'échantillon. La pression d'entrée d'air et la succion résiduelle sont contrôlées par cette fraction.

La conductivité hydraulique varie à l'intérieur d'une halde. Cela est causé par la ségrégation, donc des strates de matériaux plus fins et d'autres plus grossiers et que la machinerie lourde qui se déplace sur la halde forme des couches denses et lâches. Ritchie (1994) a mesuré différentes conductivités hydrauliques dans différentes haldes à stériles. Les conductivités hydrauliques saturées qu'il a mesurées sont entre 4×10^{-6} cm/s et 1×10^{-2} cm/s sur différentes haldes et entre 9×10^{-6} cm/s et 1×10^{-2} cm/s sur une même halde. Ces mêmes valeurs de conductivité hydrauliques saturées ont été répertoriées sur le site Doyon, en Abitibi-Témiscamingue, par Lefebvre et al. (2001). Le tableau 2.1 présente un récapitulatif de conductivités hydrauliques saturées mesurées sur des échantillons de différentes haldes à stériles.

Tableau 2.1 : Tableau récapitulatif de conductivités hydrauliques saturées mesurées sur des échantillons de différentes haldes à stériles

K_{sat} (cm/s)	Site de provenance ou description du matériel	Source
4×10^{-6} cm/s et 1×10^{-2} cm/s	Aitik Mine, Suède	(Ritchie, 1994) tiré de Amos et al. (2015)
9×10^{-6} cm/s et 1×10^{-2} cm/s	Mine Doyon, Canada	Lefebvre et al. (2001) tiré de Amos et al. (2015)
10^{-2} m/s	Roches métamorphiques	Morin et al. (1991),
10^{-1} cm/s	Échantillon d'une halde à stériles de métaux de base (<19.1mm)	Azam (2006)
3×10^{-2} m/s à 1×10^{-1} cm/s	Fraction <50mm, essais en colonne, stériles de la mine Lac Tio	Peregoedova (2012)
5×10^{-2} cm/s	Anhortosite de plus de 50 mm	Bourrel (2008)
$1,76 \times 10^{-3}$ à $2,25 \times 10^{-4}$ cm/s	Diavik mine, <i>in situ</i> , cellule de terrain	Amos et al. 2015
$2,9 \times 10^{-1}$ à $6,29 \times 10^{-1}$ cm/s	Essai en colonne, matériel de la mine La Ronde, AEV=0,4 kPa	Kalonji-Kabambi et al. (2017)
10^{-1} cm/s 10^{-3} à 10^{-1} cm/s 10^{-3} à 10^{-2} cm/s	Stériles de la mine Lac Tio -Essais en colonne -Essais <i>in situ</i> à petite échelle (chaudière) -Essais <i>in situ</i> à grande échelle (bassin)	Lessard (2011) et Martin (2019)
2×10^{-4} à 3×10^{-3} cm/s	Diavik mine (fraction de moins de 5mm)	Neuner et al. (2013), tiré de Amos et al. (2015)

2.4 Restauration de haldes à stériles miniers

Plusieurs éléments sont à prendre en considération pour le choix d'une méthode de restauration et chaque site minier possède des caractéristiques qui lui sont propres. Parmi ces caractéristiques, se trouvent la disponibilité de matériaux de recouvrement adéquat à proximité, le climat (précipitation, température), la disposition des haldes (forme, hauteur, largeur, accessibilité), le niveau de contamination, les normes environnementales à suivre dans les pays ainsi que nombreuses autres. Ces variantes expliquent pourquoi la plupart des compagnies minières vont tester leur méthode de restauration en laboratoire et sur des cellules de terrain avant d'effectuer la restauration totale sur un site.

Afin de prévenir le drainage minier acide des haldes à stériles, différents recouvrements peuvent être utilisés. Deux types de recouvrements sont fréquemment employés par les compagnies minières : les recouvrements limitant l'apport d'eau et les recouvrements limitant l'apport en oxygène. Aubertin et al. (2015) font une revue des meilleures méthodes de restauration des rejets miniers. Cette revue ne porte pas spécifiquement sur les stériles miniers. Elle décrit différents recouvrements multicouches permettant de contrôler l'oxydation des sulfures. Les recouvrements limitant les apports en eau présentés dans cette étude sont ceux incluant des couches de faible conductivité hydraulique saturée constituées de sols fins de faible perméabilité, de géomembranes, de géocomposites bentonitiques ou d'autres matériaux. Les recouvrements pour diminuer l'apport en oxygène qui sont décrits dans cette même étude sont principalement les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) et les recouvrements en eau. Il faut noter que les CEBC sont présentement surtout utilisés pour les résidus miniers et peu sur les stériles miniers. Par ailleurs, la plupart des recouvrements présentés dans Aubertin et al. (2015) peuvent être des options pour les haldes à stériles génératrices d'acide.

2.4.1 Couverture avec effets de barrière capillaire

La figure 2.1 (a et b), présentés à la section 2.1.4, montre les CRE et les fonctions de conductivité hydrauliques typiques pour un silt et un sable. Tel que mentionné précédemment, un sol plus grossier comme le sable a un AEV plus faible qu'un sol plus fin comme le silt, c'est-à-dire qu'il commencera à se désaturer à des succions plus faibles

que le silt. De plus, la succion résiduelle du silt est généralement plus grande que celle du sable. Pour une succion faible, le sable a une conductivité hydraulique plus élevée que le silt, alors qu'à une succion élevée, le sable a une conductivité hydraulique plus faible que le silt. Cette différence de propriétés entre un sol plus grossier et un sol plus fin (comme un silt) peut créer un effet de barrière capillaire lorsque ces derniers sont placés l'un par-dessus l'autre.

Une barrière capillaire est composée d'une couche de matériel fin placée sur un matériel plus grossier au-dessus de la nappe phréatique. Lorsque deux matériaux sont initialement saturés et que l'on exerce un gradient vers le bas (ex. une nappe phréatique sous les deux matériaux), le matériel grossier au-dessous commence à se désaturer en premier, puisque l'AEV est plus petit. Lorsque sa teneur en eau volumique devient plus faible et que les succions augmentent, la conductivité hydraulique du matériel grossier devient plus faible. Le matériel grossier atteint sa teneur en eau volumique résiduelle avant que la succion n'atteigne l'AEV dans le matériel fin. Étant donné que la conductivité hydraulique à teneur en eau volumique résiduelle du matériel grossier est très faible, le matériel fin (couche de rétention d'eau) au-dessus demeure saturé. L'eau dans le matériel fin est retenue par les forces capillaires et ne se draine pas vers le bas en raison de la faible conductivité hydraulique du matériau grossier sous-jacent, ce qui forme la barrière capillaire. De plus, les succions qui augmentent normalement avec la distance de la nappe ne sont pas transmises dans le matériel grossier; la succion est donc près de 0kPa dans celui-ci. La succion à l'interface est transmise au matériel fin et elle augmente linéairement dans celui-ci (Akindunni et al., 1991, Aubertin et al., 1996)

Étant donné que la couche de matériel fin reste saturée et que l'oxygène diffuse jusqu'à quatre ordres de grandeur moins rapidement dans l'eau que dans l'air, la diffusion de l'oxygène à travers le matériau à granulométrie fine est ainsi limitée. Ces recouvrements sont donc utilisés comme barrière à l'oxygène visant à contrôler la génération d'acide provenant de rejets miniers. La quantité d'oxygène disponible pour l'oxydation des sulfures dans les rejets situés sous les matériaux fins et grossiers est diminuée, ce qui limite la formation de drainage minier acide.

Ces dernières informations sont tirées de nombreuses études effectuées sur les CEBC depuis environ 30 ans, dont : Nicholson et al. (1989); Aachib et al. (1993); Aubertin et al. (1993, 1995, 1996, 1999); Zhan et al. (2001); Bussière (1999); Bussière et al. (2002, 2004, 2007); Mbonimpa et al. (2002a, 2003); Pabst (2011); Kalonji-Kabambi (2014) et Larochelle (2018).

Une CEBC efficace contient plusieurs couches dont les trois couches cœurs qui permettent de contrôler les flux d'oxygène (figure 2.4). Ces trois couches nécessaires aux effets de barrières capillaires sont la couche de matériel grossier au-dessus (couche drainante), la couche de support au-dessous (aussi appelée couche de bris capillaire) et la couche de rétention d'eau qui contrôle le mouvement des fluides au milieu (ou couche de rétention d'humidité ou de faible perméabilité).

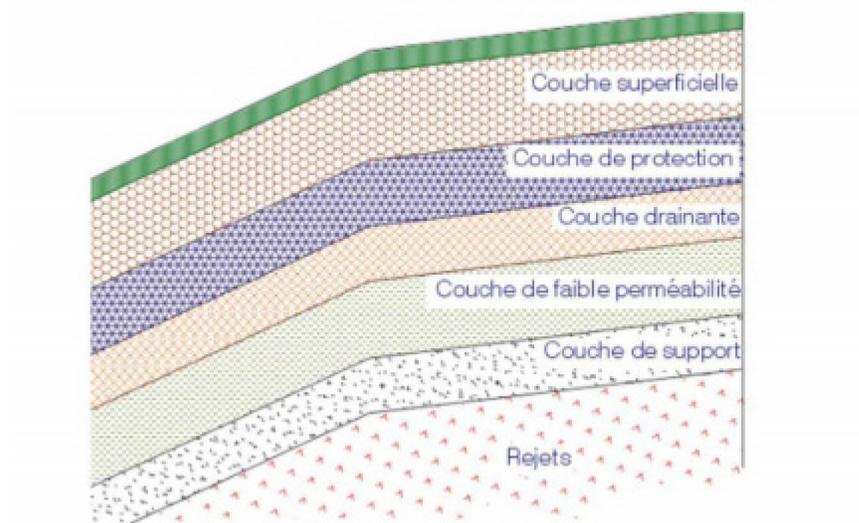


Figure 2.4 : Configuration typique d'une CEBC (tirée de Aubertin et al. 2002a)

La couche de bris capillaire constituée de matériel grossier doit avoir une conductivité hydraulique saturée assez élevée pour créer un contraste de conductivité hydraulique avec la couche de matériel fin. La conductivité hydraulique saturée doit donc être généralement plus grande ou égale à 10^{-3} cm/s (Aubertin et al., 2002a, Aubertin et al., 2015). Elle peut être composée de sable, de gravier, de stériles concassés ou d'autre matériel grossier. Ces matériaux doivent supporter la ou les couches supérieures en plus des équipements qui circulent pour la mise en place du recouvrement (Aubertin et al., 2015). De plus, elle doit

être d'au moins 30 cm (Aubertin et al., 2002a, Aubertin et al., 2015). Si la couche de bris capillaire est placée sur une halde à stériles, la couche de matériel grossier au bas pourrait s'avérer inutile puisque les stériles eux-mêmes pourraient servir de matériel grossier (Zhan et al. (2013b))

La couche de rétention d'eau peut être constituée de matériel fin tel qu'un silt, des résidus désulfurés ou des résidus peu ou pas générateur d'acide, de sable ou d'argiles peu plastiques. Il n'est pas recommandé d'utiliser des argiles à forte plasticité puisqu'elle pourrait voir leurs propriétés hydrogéologiques évoluer avec le temps (Bussière et al. 2007). L'épaisseur généralement utilisée pour cette couche est de 50 à 100 cm et la conductivité hydraulique visée est typiquement de 10^{-5} à 10^{-7} cm/s (Aubertin et al., 2002a; Bussière et al, 2007, Aubertin et al., 2015).

La couche drainante au-dessus permet de protéger contre les agents extérieurs et à l'eau d'être drainée dans la couche de rétention d'eau. Elle doit permettre à l'eau de s'écouler et protéger la couche de rétention d'eau contre l'évaporation. Il pourrait y avoir plusieurs couches au-dessus de la couche drainante permettant ainsi une plus grande protection (Aubertin et al., 1995).

Bussière et al. (2004) et Demers (2008) ont démontré que lorsqu'un recouvrement contient une faible quantité de sulfure, celui-ci consomme de l'oxygène, et cela permet d'augmenter l'efficacité du recouvrement. La quantité de sulfure ne doit cependant pas être trop élevée pour que le recouvrement ne produise pas de génération d'acide. Cet aspect est traité dans la section 2.2.1.

2.4.2 Exemples de restauration de haldes à stériles miniers

L'envergure de certaines haldes à stériles de mines à ciel ouvert entraîne plusieurs difficultés pour la restauration lorsqu'elles sont génératrices d'acide. Peu de cas décrivant les méthodes de restauration de haldes à stériles sur des sites miniers, surtout pour les haldes de grandes envergures, ont été publiés et sont disponibles. De plus en plus de mines à ciel ouvert entrent en exploitation au Québec, notamment en Abitibi-Témiscamingue, et ailleurs dans le monde. Il y aura de plus en plus de haldes à stériles d'envergure à restaurer. Plusieurs articles ont été publiés par rapport à l'écoulement de l'eau dans les haldes à

stériles, dont plusieurs par l'équipe Polytechnique-UQAT (Aubertin et al., 2002b, Fala et al., 2002, Martin, 2003, Gamache-Rochette, 2004, Peregoedova, 2012, Amos et al., 2015) et à la modélisation hydrogéologique de cet écoulement (Aubertin et al., 2013, Broda et al., 2013, Fala et al., 2013). Ces études montrent que les haldes à stériles sont des milieux complexes. Leur restauration en devient d'autant plus complexe. Certaines des méthodes utilisées pour les résidus miniers peuvent être utilisées pour restaurer les haldes à stériles, mais différents paramètres sont à prendre en considération. Le choix de matériaux les plus économiques possibles doit être utilisé étant donné les quantités importantes nécessaires à cette restauration. Dans une région comme l'Abitibi-Témiscamingue, où les sablières et les gravières sont limitées, les options de revalorisation de matériel peuvent être priorisées pour les recouvrements de stériles. Pour les CEBC, par exemple, la géométrie des haldes à stériles peut avoir un effet sur la couche de rétention d'eau puisqu'il peut y avoir désaturation en haut de pente. Bussière (1999) discute de cet effet des pentes sur les CEBC. Les recherches pour ce type de recouvrement sur les stériles miniers sont limitées. Il est donc intéressant de vérifier quelles méthodes de restauration les compagnies minières ont utilisé ou prévoient utiliser.

Cette section présente une revue non-exhaustive des scénarios de restauration étudiés ou implantés pour des haldes à stériles dans le monde.

2.4.2.1 Mine Antamina, Pérou

Des scénarios de recouvrement d'une halde à stériles de 1539 Mt de stériles ont été testés à la mine Antamina au Pérou. Dans cette région, les précipitations sont abondantes pour une partie de l'année et très faibles pour l'autre partie et la mine est située en altitude. Le scénario de restauration doit être adapté à ce climat. L'étude d'Urrutia et al. (2011) qui a été effectuée à la suite de l'étude de Beckie et al. (2011) sur cette mine, présente des recouvrements conçus avec des matériaux disponibles à proximité. Quatre lysimètres de 15 m par 15 m ont été construits, instrumentés et suivis. Un recouvrement combinant une couche à faible perméabilité pour diminuer l'infiltration d'eau et limiter l'entrée d'oxygène et un recouvrement « store-and-release » ont été installés. Le principe du recouvrement « store-and-release » est d'accumuler l'eau durant les périodes de précipitation et de la retourner dans l'atmosphère par évaporation durant les périodes de sécheresse (Benson et

al. 2001; Bossé, 2013). Un recouvrement comme celui-ci comprend un matériel ayant une bonne capacité de stockage/relargage sur la partie supérieure. Ce matériel doit avoir suffisamment de capacité pour qu'il n'y ait pas d'écoulement dans la couche inférieure lors des périodes humides et doit relarguer rapidement cette eau stockée en saison sèche pour que les vides puissent être remplis à nouveau durant la prochaine saison humide. Leurs quatre scénarios de recouvrement sont présentés au tableau 2.2 (données tirées d'Urrutia et al. (2011)) :

Tableau 2.2 : Scénarios de recouvrement étudiés à la mine Antamina

Matériel 1	Épaisseur	Matériel 2	Épaisseur
Till argileux compacté	600 mm	Sol organique	300 mm
Till argileux non compacté	600 mm	Sol organique	300 mm
-	-	Sol organique	300 mm
Till silteux compacté	600 mm	Sol organique	300 mm

Le till argileux a un k_{sat} de $2,1 \times 10^{-7}$ cm/s, le till silteux a un k_{sat} de $7,3 \times 10^{-6}$ cm/s alors que le sol organique (silt organique sableux selon USCS) a un k_{sat} de $4,6 \times 10^{-4}$ cm/s. L'étude d'Urrutia et al. (2011) est publiée moins d'un an après la construction des recouvrements, donc contient seulement des résultats préliminaires. Les lysimètres montrent une infiltration de 70% des précipitations et aucun ruissellement n'a été récolté entre octobre 2010 et février 2011. Donc, il semble que les infiltrations ont seulement été réduites pas l'évapotranspiration. Les résultats préliminaires ne montrent donc pas une bonne efficacité pour ces scénarios. Les essais seront poursuivis à plus long terme dans ces cellules et d'autres construites sur les pentes afin de vérifier l'efficacité à plus grande échelle.

2.4.2.2 Mine Kidston, Australie

La mine Kidston est située à North Queensland en Australie, dans un climat semi-aride à subtropical. Deux fosses à ciel ouvert ont été exploitées entre 1984 et 2001 et 155 M de tonnes de stériles ont été excavés ainsi que 95 M de tonnes de résidus. Il s'agit de haldes à stériles de grande dimension. L'article de Williams et al. (2003) présente la restauration effectuée sur les haldes à stériles et les résultats de celle-ci. Environ 10 % des stériles

entrepasés sur le site (20 Mt) sont potentiellement générateur d'acide. Une des haldes à stériles potentiellement génératrice d'acide a été recouverte sur 23 ha d'un recouvrement « store-and-release » et les résultats ont été récoltés durant sept ans avant l'étude de Williams et al. (2003). Cette étude présente le recouvrement qui consiste en 0,5 m d'épaisseur de résidus miniers argileux compactés et presque saturés (k_{sat} visé de 1×10^{-6} cm/s) recouvert par des stériles graveleux placés en monticules non compactés d'une épaisseur d'au moins 1,5 m. Une attention particulière a été apportée à la végétation pour une efficacité plus importante du recouvrement. L'instrumentation du recouvrement a permis de déterminer que l'écoulement au bas de la halde est de moins de 1 L/s et qu'il diminuait toujours lors de l'étude. L'écoulement était de 4 à 5 L/s avant la construction. L'efficacité du recouvrement en termes de limitation de l'infiltration est démontrée selon Williams et al. (2003). En effet, la couche de stériles au-dessus a un degré de saturation de 20 % et une valeur de teneur en eau volumique de 0,10 après la saison sèche alors qu'après la saison humide, le degré de saturation est de 70 % et la valeur de teneur en eau volumique est de 0,35 (Williams et al., 2003).

2.4.2.3 Mine Goldstrike, Nevada, États-Unis

La mine d'or à ciel ouvert et souterraine Goldstrike est située au Nevada aux États-Unis dans un climat semi-aride. La section de la mine qui compose la halde à stériles AA Pad restaurée en 2000-2001, a été en opération entre 1987 et 1999. L'évaluation du recouvrement est très complète étant donné l'instrumentation et le suivi depuis plus de 15 ans. La méthode de restauration utilisée pour la section AA Pad est un recouvrement de type « store-and-release ». Celui-ci est fait pour limiter les infiltrations d'eau lors de précipitation. Une étude de Zhan et al. (2013b) présente une évaluation et une description de cette restauration qui est efficace selon les auteurs.

Le recouvrement été construit pour limiter la percolation dans la halde, limiter l'érosion et soutenir la végétation (Zhan et al., 2013a). Ce recouvrement permet à l'eau de s'évaporer durant les périodes chaudes et retient l'eau durant les périodes de précipitation, donc est adaptée au climat du Nevada. La station de météo située à 5 km de la halde enregistre des précipitations annuelles moyennes de 300 mm et une moyenne d'évaporation annuelle de 1500 mm. Le recouvrement est constitué de 1,2 m d'épaisseur de silt de la formation de

Carlin disponible près du site (Zhan et al., 2013a). De plus, il a été conçu pour favoriser la rétention d'eau et limiter les écoulements verticaux à l'aide des effets de barrière capillaire; le matériel fin est placé au-dessus de matériel grossier (stériles) (Zhan et al., 2001). Le design de restauration comprend le recouvrement de sol avec de la végétation, des drains pour récolter l'eau de percolation provenant de la halde, un système de traitement et un réseau de drainage permettant la collecte des eaux de surface (Zhan et al., 2013b). Selon l'étude de Zhan et al. (2013b), la moyenne de débit annuel net de percolation sur 11 années de données est de 2,2 mm par année (0,63 % des précipitations). Le recouvrement prévient donc la percolation au travers de la halde de façon efficace. Aucune information sur le degré de saturation de la couche de silt, ni sur la diffusion d'oxygène n'a été rapporté.

2.4.2.4 Mine Equity Silver, Colombie-Britannique, Canada

La mine Equity Silver, située en Colombie-Britannique, est un autre exemple de restauration de haldes à stériles miniers. Il s'agit d'une mine à ciel ouvert d'argent dont les stériles sont générateurs d'acide. Trois haldes à stériles contiennent au total 80 Mt (les trois haldes contiennent 10 Mt, 52 Mt et 18 Mt) de stériles potentiellement générateurs d'acide. Le recouvrement placé sur les stériles comme méthode de restauration se compose de deux couches de sol; la première est placée sur les stériles et est constituée de till compacté de 0,5 m d'épaisseur et l'autre est placée au-dessus et constituée de till non compacté d'une épaisseur de 0,3 m. La couche inférieure de till compacté a été conçue pour garder sa saturation et agir comme barrière à l'oxygène. Le recouvrement vise à utiliser les effets de barrière capillaire pour contrôler le mouvement des fluides comme une CEBC. La couche supérieure de till non compactée devait agir comme couche pour la végétation et stocker l'eau. Ce recouvrement est décrit dans O'Kane et al. (1998) et Weeks et Wilson (2005). Les pentes des haldes à stériles ont été retravaillées pour obtenir des pentes plus faibles. La conductivité hydraulique saturée, la pression d'entrée d'air et la porosité du till compacté en place ont été évaluées respectivement à 1×10^{-8} cm/s, 200 kPa et 33 %. Ces mêmes propriétés pour le till non compacté étaient de 1×10^{-5} cm/s, 10 kPa et 38 %. Une étude effectuée sur trois années après la construction du recouvrement mentionne que l'instrumentation placée dans le recouvrement indique que la couche inférieure a maintenu un degré de saturation d'au moins 90% durant trois ans et les

lysimètres installés à la base de cette couche montrent que seulement 5 % des précipitations s'infiltraient au travers de celle-ci (O'Kane et al., 1998). Une autre étude de Weeks et Wilson (2005) a été effectuée. Elle comprend un suivi sur 10 ans après la construction du recouvrement pour les mesures de teneurs en eau volumiques et l'évaluation de la saturation de la couche de till compacté. Ils démontrent également que cette couche reste saturée ou presque saturée durant cette période et que la couche supérieure agit comme une couche de « store-and-release » dont la teneur en eau volumique varie selon les conditions climatiques. Selon ces études, la saturation démontre que la couche de till compactée agit bien comme barrière à l'oxygène sur la section plane où est placée l'instrumentation. L'article de Aubertin et al. (2007) présente une discussion à propos de l'article de Weeks et Wilson (2005). Ils mentionnent que les sections les plus problématiques pour un recouvrement sur une halde à stériles sont les pentes et que cet aspect n'est pas discuté dans l'article de Weeks et Wilson (2005). Or, nous n'avons pas trouvé d'information publiée sur le degré de saturation dans les pentes. Certains éléments doivent être problématiques dans la méthode de restauration puisque la halde à stériles génère encore de l'acide à ce jour (Wilson, 2018, Présentation non publiée effectuée lors du congrès Québec Mines 2018). Les détails et les causes précises n'ont pas été trouvées dans des publications. L'une des causes pourrait être que la génération d'acide avait débuté avant l'installation du recouvrement.

2.4.2.5 Mine Whistle, Ontario, Canada

Des essais en cellule à moyenne échelle ont été effectués à la mine à ciel ouvert Whistle située au nord de l'Ontario pour choisir la meilleure méthode de recouvrement de stériles miniers générateurs d'acide à la fermeture de la mine. Il s'agit d'une mine située dans un climat semblable à celui de l'Abitibi, au Québec. Les essais ont été effectués sur des cellules construites sur le terrain avec trois différents scénarios de recouvrement à deux couches décrits dans l'étude d'Adu-Wusu (2005). Selon cette étude, les stériles devraient être replacés dans la fosse et recouverts d'un des trois recouvrements étudiés. Les trois recouvrements consistent en une couche 0,9 m de sable graveleux recouverte soit d'une couche de 0,46 m d'épaisseur à 92 % sable et 8 % bentonite, soit d'un géocomposite bentonitique de 0,008 m d'épaisseur ou soit d'une couche de 0,60 m d'épaisseur de silt.

Ces recouvrements ont été installés dans des cellules de terrain comprenant 6,1 m de stériles miniers et les cellules ont été instrumentées. Ils ont été conçus pour diminuer la migration d'oxygène et d'eau dans les stériles. Les résultats ont démontré que le recouvrement contenant le géocomposite bentonitique laissait le moins d'eau percoler dans les stériles. En effet, la percolation au-travers de ce dernier a été de 6 % sur trois ans, alors qu'elle était plus élevée pour les autres types de recouvrement. Des mesures de concentration d'oxygène ont été effectuées à la surface et directement sous le recouvrement. Toutes les mesures de concentration faites sous le recouvrement étaient entre 18 et 20,9% d'oxygène. Il n'y avait pas de diminution significative de concentration sous le recouvrement par rapport à la concentration atmosphérique. L'hypothèse proposée est qu'étant donné que la porosité des stériles est importante, de l'oxygène pourrait circuler. Lorsque ces mesures sont faites dans des cellules de terrain, l'oxygène devrait plutôt être prélevé à différents endroits dans le recouvrement pour éviter cet effet tel que présenté dans plusieurs études comme celles de Hamdi et al. (2008). La performance en ce qui a trait à la diffusion d'oxygène dans le recouvrement est donc inconnues. Par rapport à la géochimie des eaux d'exfiltration, le recouvrement contenant de la bentonite a donné de meilleurs résultats avec un pH des eaux de plus de 7 et moins de métaux. Ces résultats montrent que ce recouvrement contenant un géocomposite bentonitique est efficace à court terme pour bloquer une certaine partie de l'infiltration d'eau. Par contre, les géocomposites bentonitiques ont une certaine durée de vie et ils peuvent être influencés par des facteurs tels que les échanges cationiques, le taux d'hydratation et la pression de confinement (Chevé, 2019), il serait donc intéressant d'étudier les résultats sur le long terme.

Suite à ces essais, plusieurs simulations numériques ont été effectuées par O'Kane Consultants afin de faire la conception du recouvrement. Finalement, un recouvrement de type CEBC a été construit, puis terminé en 2005 sur les stériles qui ont été déposés dans la fosse avec une pente de 20%. Le recouvrement est composé d'une couche de rétention d'eau d'épaisseur comprise entre 45 et 60 cm faite d'argile compactée, la couche de bris capillaire est faite de till composé de sable graveleux non compacté d'une épaisseur de 10cm et une couche de protection d'environ 30 cm est installée au-dessus. Le recouvrement est installé directement sur les stériles. Les résultats sont présentés brièvement dans Ayres et al. (2009). Au cours des trois premières années de collecte de données, la couche de

rétenion d'eau est demeurée à une saturation comprise entre 95 et 100%. L'argile pourrait être susceptible au gel/ dégel et ce phénomène pourrait affecter la performance du recouvrement. Cela n'est pas adressé dans les articles consultés.

2.4.2.6 Mine Tio, Québec, Canada

La mine Tio est située à 43 km au nord-est de Havre-St-Pierre, au Québec. C'est une mine à ciel ouvert où Rio Tinto Fer et Titane exploite de l'hémo-ilménite massive depuis 1950. Les haldes à stériles miniers ont certains points de résurgence où l'eau contient périodiquement du nickel qui pourrait dépasser les critères en vigueur (Broda et al., 2015). Suite à des modélisations hydrogéologiques effectuées par Broda et al. (2013 et 2015) avec le logiciel Hydrogeosphere, des études ont conclu qu'une couche inclinée de 1 m à 5 % sur une halde à stérile homogène pourrait réduire l'infiltration au cœur de la halde jusqu'à 88 % (Broda et al., 2015). Une halde expérimentale de 60 m de longueur par 35 m de large, de 7 m de hauteur avec des pente de 5 % a été construite pour tester ce genre de recouvrement sur le site de la mine Tio (Broda et al., 2014, Martin et al., 2017, Dubuc et al., 2017, Dimech et al., 2017). Les stériles au centre sont générateurs de drainage neutre contaminé alors que le recouvrement est une couche de contrôle des écoulements composée d'une couche de sable de 0,6 m d'épaisseur recouverte d'une couche de 0,25m d'épaisseur de stériles (anorthosite) non générateurs concassés (Martin et al., 2017). Il s'agit également d'une barrière capillaire étant donné qu'une couche de matériel plus fin est placée sur du stérile en place plus grossier. Cette cellule a permis d'évaluer la performance de couches inclinée de matériel fin pour le contrôle de l'infiltration.

La cellule a été instrumentée pour suivre le comportement géochimique, hydrogéologique et la température interne. La conductivité hydraulique de la couche contrôle de l'infiltration est entre 2×10^{-4} cm/s et 2×10^{-3} cm/s selon des essais sur le terrain (Bréard Lanoix, 2017)

Martin et al. (2017) a présenté les résultats préliminaires de suivi de cette cellule. Selon cet article, la cellule semble pouvoir contrôler en partie l'infiltration d'eau et que les concentrations de nickel et de sulfate dans l'eau d'exfiltration.

2.4.2.7 Résumé des techniques présentées

Les méthodes de restauration et les scénarios envisagés pour la restauration de ces haldes à stériles permettent de vérifier la performance de certaines méthodes. Un résumé des techniques utilisées est présenté au tableau 2.3. On retrouve dans ces scénarios, les couvertures « store-and-release », les CEBC, les recouvrements bicouches limitant l'apport en eau et en oxygène et les couches inclinées pour le contrôle des écoulements. D'autres sites miniers auraient pu être présentés, tel que des sites miniers en milieu nordique; la mine Meadowbank, située au Nunavut, fait des études pour construire un isolant thermique pour encapsuler le pergélisol. Plus d'information est disponible dans Coulombe (2012), Voyer et Robert (2015), Boulanger-Martel (2015) et Boulanger-Martel et al. (2018). Dans un climat semblable, des haldes expérimentales ont été construites à la mine Diavik, située aux Territoires du Nord-Ouest. Des recouvrements composés de stériles avec de faibles teneurs en sulfure recouverts d'une couche de till ont été construits sur ces haldes expérimentales. L'information sur les recouvrements testés est disponible dans Bailey et al. (2013) et Smith et al. (2013).

Tableau 2.3 : Résumé des méthodes de restauration présentées

Site minier	Utilisation	Type de recouvrement	Matériaux
Mine Antamina, Pérou	Cellules	« Store-and-release » (climat aride)	Till argileux ou silteux et sol organique
Mine Kidston, Australie	Restauration d'une halde	« Store-and-release » (climat semi-aride, sub-tropical)	Stériles d'oxyde argileux recouvert de stériles d'oxyde graveleux
Mine Goldstrike, Nevada	Restauration d'une halde	Évapotranspiration/CE BC (climat semi-aride)	Silt et stériles
Mine Equity Silver, Colombie-Britannique, Canada	Restauration d'une halde	CEBC (climat tempéré)	Stériles/till compacté/till non compacté
Mine Whisle, Ontario, Canada	-Cellules instrumentées (scénarios) -Restauration des stériles (les stériles ont été déposés dans la fosse)	-Bicouche (diminution O ₂ et eau) (climat continental humide) -CEBC (diminution O ₂ et eau)	-Till recouvert de sable/bentonite, géosynthétique d'argile ou silt -Till (10cm) recouvert d'argile compactée (45-60cm) avec une couche de protection de till et de sol végétal (130cm)
Mine Lac Tio, Québec, Canada	Halde à stérile expérimentale instrumentée	Couche de contrôle des écoulements (CCE)/CEBC (climat continental)	Stériles non générateurs concassés ou sable

2.4.3 CEBC sur une halde à stériles de grande dimension

Tel que mentionné à la section 2.4.2, les CEBC utilisées comme méthode de recouvrement pour des haldes à stériles de grandes dimension peuvent s'avérer complexes à construire. Seulement deux exemples de restauration de telles haldes dans un climat semblable au Québec ont été répertoriés. La mine Whistle en Ontario est située dans un climat semblable à celui du Québec et la restauration a été complétée en 2005 avec de bonnes performances en termes de saturation de la couche de rétention d'eau. Par contre, les stériles ont été remis dans la fosse, donc ce n'est pas une restauration directement sur une halde. Pour une halde

à stériles de grande dimension, les coûts de déplacement du matériel sont encore plus importants. Le cas répertorié se rapprochant le plus d'une halde à stériles de grande dimension en Abitibi-Témiscamingue est celui de la mine Equity Silver. Les haldes à stériles de la mine Equity Silver dans la partie centrale nord de Colombie-Britannique ont été restaurées avec un recouvrement dont la couche de matériel fin est saturée aux endroits instrumentés pour lesquels les résultats sont présentés dans les études consultées. Le climat à cet endroit est humide alpin et les précipitations correspondent à 710 mm par année (60 % de neige et 40 % de pluie) (Weeks et Wilson, 2005). Les haldes à stériles sont de grandes dimensions soit 52 Mt sur 41 hectares et environ 100 m de hauteur pour la plus grosse halde (Weeks et Wilson, 2005). Ces conditions de précipitation se rapprochent de celles de l'Abitibi où elles sont de 914 mm par année (à Val-d'Or) dont environ 70 % des précipitations en pluie (Environnement Canada, 2016). Pour cette étude, la génération d'acide n'a pas été arrêtée avec la construction du recouvrement.

Le principal problème théorique de l'utilisation d'une CEBC à une telle hauteur (quelques centaines de mètres) est l'influence de la nappe phréatique sur la CEBC. Comme mentionné précédemment, pour qu'une CEBC soit efficace, la succion dans la couche de matériel fin ne doit pas être plus élevée que la pression d'entrée d'air puisque cela pourrait induire une désaturation du matériel fin et, par le fait même, une perte de performance de la CEBC. Puisque les succions augmentent avec l'élévation par rapport à la nappe phréatique, ces conditions de succion élevées pourraient théoriquement être rencontrées sur une halde à stériles de grande dimension, autant dans les pentes que sur le plateau.

Aucune littérature n'a été répertoriée à propos d'un lien hydraulique à une si haute élévation, au travers du matériel très grossier et hétérogène. S'il n'y a pas de lien hydraulique, il faut étudier si une CEBC sur une halde à stériles de grandes dimensions pourrait être efficace et quelles seraient les succions observées dans cette CEBC. Le présent mémoire porte donc sur l'efficacité d'un recouvrement de type CEBC sur la portion horizontale d'une halde à stérile de grandes dimensions située à la mine Canadian Malartic, en Abitibi-Témiscamingue au Québec.

CHAPITRE 3 MATÉRIAUX UTILISÉS DANS LES CELLULES DE TERRAIN

Des essais *in situ* à moyenne échelle, telles que des cellules de terrain, sont un moyen efficace de tester différentes méthodes de recouvrement des rejets miniers afin d'éviter la génération d'acide (Aubertin et al., 2002). En effet, elles permettent de représenter les conditions réelles de terrain, précipitation, évaporation, vent et autres ainsi que d'utiliser un échantillon représentatif de matériau pour connaître l'efficacité des recouvrements testés (e.g. Yanful et Woysner, 1995; Adu Wusu et al. 2005, Dagenais et al. 2005; Bussière et al. 2007; Kalonji-Kabambi et al. 2017; Pouliot et al. 2018). Cette méthode a donc été utilisée pour vérifier l'efficacité de différents recouvrements sur la halde à stériles et sur le parc à résidus du site de la mine Canadian Malartic.

Ce chapitre présente les matériaux qui ont été utilisés dans la construction de cellules de terrain à la mine Canadian Malartic. Plus précisément, la description des matériaux sera effectuée ainsi que la caractérisation en laboratoire. La conception, la méthode de construction ainsi que les différents essais et mesures effectués sur les cellules seront présentés au chapitre suivant.

3.1 Provenance et description des matériaux

Les matériaux utilisés dans les cellules de terrain proviennent des lithologies présentes dans la fosse de la MCM. Le gisement de la MCM comprend deux formations géologiques principales qui se juxtaposent; les roches métasédimentaires du Groupe de Pontiac (greywacke) et une intrusion de diorite porphyrique quartzifère (Pilote, 2013). Cette dernière est nommée « porphyre » par la minière. Le nord de la fosse comprend également une unité de roche volcaniques ultramafiques faisant partie du groupe de Piché. Ces roches ultramafiques seront exploitées suite à l'agrandissement de la fosse de MCM, mais elles ne sont pas encore présentes dans les rejets miniers. Dans la fosse actuelle, la minéralisation est encaissée dans le greywacke et dans une section du porphyre. Cette minéralisation est composée principalement de pyrite. Une enveloppe d'altération hydrothermale proximale entoure la minéralisation et est composée de silicates, de carbonates, de sulfures et de micas ou plus précisément d'un assemblage de feldspath-dolomite-calcite-pyrite ± phlogopite.

Cette enveloppe proximale est englobée par une seconde enveloppe d'altération plus distale caractérisée par un assemblage de biotite-calcite-mica blanc phengitique (De Souza et al., 2019).

3.1.1 Stériles

Des stériles concassés ont été utilisés comme couche de protection et/ou couche de drainage (bris capillaire) dans les cellules de terrain. Les stériles utilisés dans les cellules proviennent de la lithologie de porphyre. Seulement les sections de cette lithologie qui sont davantage altérées en carbonate sont utilisés pour les cellules. Cette unité est nommée CPO (carbonated porphyry) dans ce mémoire. Pour être placés dans les cellules, les stériles ont été concassés en fraction granulométrique dont la taille se situe entre 0 et 38 mm. De plus, quatre barils contenant des stériles concassés de cette même granulométrie ont été placés sous les cellules. Ces barils ont permis de récolter des données géochimiques et de déterminer les flux passant à travers le recouvrement. Ces barils contiennent des stériles de quatre lithologies différentes provenant de la fosse de la MCM; le CPO (même lithologie que pour les cellules), le greywacke carbonaté (CGR), le greywacke altéré (AGR) et un mélange des trois (MIX). La configuration est expliquée plus en détail à la section 4.1. Le mélange (MIX) contient des proportions semblables des trois lithologies que ce qui est attendu sur le terrain, soit 7 % de CPO, 70 % de AGR et 23 % de CGR. Seule la caractérisation des stériles CPO sera présentée dans ce mémoire puisque la géochimie de l'eau sortant des barils de stériles ne fait pas partie de cette étude.

Le CPO utilisé a été identifié dans la halde à stériles et puis acheminé au concasseur pour former une fraction entre 0 et 38 mm. Cette granulométrie est utilisée puisque les concasseurs présents sur le site de la MCM sont installés pour produire ce matériel pour une utilisation interne.

3.1.2 Résidus miniers de Canadian Malartic (résidus MCM)

Les résidus de Canadian Malartic sont utilisés pour la couche de rétention d'eau dans les cellules.. Ce sont des rejets du concentrateur provenant de la cellule PR1 du parc à résidus. Ils ont été prélevés à l'aide d'une pelle mécanique. Ensuite, ils ont été déposés en piles afin de favoriser un drainage rapide de l'eau interstitielle durant 4 à 5 jours avant d'être apportés

au site des cellules. Étant donné que le minerai de la MCM provient de différentes lithologies de roches, la composition chimique et minéralogique des résidus peut différer dépendamment des sections exploitées.

3.2 Caractérisation des matériaux

Les matériaux décrits précédemment ont été échantillonnés et caractérisés en laboratoire. Les sections suivantes présentent la méthode d'échantillonnage et les différentes caractérisations géochimiques, minéralogiques, géotechniques et hydrogéologiques effectuées sur les matériaux pour connaître leurs propriétés de bases. Les caractérisations géochimiques et minéralogiques ne seront pas utilisées dans cette étude, mais sont présentés à titre indicatif.

3.2.1 Échantillonnage et préparation des matériaux

Le CPO et les résidus MCM ont été placés dans des sacs de plastique, puis emmenés au laboratoire de l'URSTM-UQAT. Les matériaux ont ensuite été préparés pour les différentes caractérisations. Les résidus miniers MCM ont été divisés en deux parties. Une partie a été gardée telle quelle pour les essais hydrogéologiques alors que l'autre a été séchée, homogénéisée et quartée à l'aide d'un diviseur rotatif pour les essais physiques, minéralogiques et géochimiques. Les stériles ont également été divisés en deux moitiés et la première n'a pas été séchée pour la caractérisation hydrogéologique. L'autre moitié a été séchée, quartée et divisée avec un diviseur rotatif. Une partie de cette moitié a été utilisée pour les essais physiques, minéralogiques et chimiques alors que le reste a été utilisé pour déterminer la courbe granulométrique.

3.2.2 Caractérisation géochimique et minéralogique

Les analyses chimiques et minéralogiques ont été effectuées selon différentes méthodes. Des analyses par plasma induit par haute fréquence en analyse chimique par spectrométrie d'émission spectrométrie d'émission (ICP-AES), par diffraction des rayons X (DRX) et par la fournaise à induction ont été effectuées afin de connaître la minéralogie et la composition en éléments des matériaux.

L'analyse élémentaire et l'analyse des métaux lourds ont été faites par la méthode ICP/AES (plasma induit par haute fréquence en analyse chimique par spectrométrie d'émission) pour les différents matériaux (tableau 3.1 et 3.2) (Skoog et al., 2017). Cette méthode compare la longueur d'onde des photons émis par les atomes de l'échantillon à celle d'échantillons d'éléments standard calibrés lorsque ceux-ci sont ionisés. La limite de détection de cette méthode est de l'ordre du ppm étant donné la sensibilité intrinsèque de la méthode et la présence de très nombreuses raies adjacentes pouvant être difficilement séparables par les monochromateurs (Chopard, 2017). Selon les analyses élémentaires, les résidus MCM contiennent 1,12 % de soufre alors que les stériles en contiennent 0,24 %. Les pourcentages de Fe sont faibles également : soit 3,62 % et 2,56%, respectivement, pour les résidus et les stériles. Les éléments associés aux carbonates qui sont neutralisants, soit le Ca, Mg et Mn, sont présents à un peu moins de 4 % pour les résidus MCM et de 3 % pour le CPO. Parmi les autres métaux présents, on retrouve principalement de l'Al, à environ 8 % pour tous les matériaux. De faibles quantités de Ba, Cr, Cu, Ti et Zn sont également présentes.

Tableau 3.1: Analyse ICP/AES des différents matériaux

Éléments (%)	Limite de détection	CM tailings	CPO
Al	0.006	7,98	8,13
As	0,0005	<0,0005	<0,0005
Ba	0,0005	0,07	0,11
Be	0,0005	<0,0005	<0,0005
Bi	0,0005	<0,0005	<0,0005
Ca	0,006	1,99	2,42
Cd	0,0005	<0,0005	<0,0005
Co	0,0005	<0,0005	<0,0005
Cr	0,0005	0,02	0,02
Cu	0,001	0,003	<0,0005
Fe	0,001	3,62	2,56
K	0,0001	2,65	2,30
Mg	0,015	1,39	0,82
Mn	0,0005	0,04	0,03
Mo	0,0005	<0,0005	<0,0005
Na	0,0001	2,96	3,33
Ni	0,0005	<0,0005	<0,0005
Pb	0,0005	<0,0005	<0,0005
S	0,02	1,12	0,24
Sb	0,0005	<0,0005	<0,0005
Se	0,0005	<0,0005	<0,0005
Sn	0,0005	<0,0005	<0,0005
Ti	0,0025	0,23	0,17
Zn	0,0055	0,01	0,01

L'analyse des métaux lourds par ICP/MS a permis de détecter d'autres métaux qui étaient sous la limite de détection de l'ICP/AES. La précision de cette méthode est plutôt de l'ordre du ppb. Pour cette méthode, ce sont des champs magnétiques qui sont appliqués afin de déterminer le ratio masse atomique/charge électrique qui sont propres à chaque élément (Chopard, 2017). Ces métaux sont le Be, à 2 mg/kg pour les résidus et les stériles, le Sb à environ 60 mg/kg pour les résidus et 24 mg/kg pour le CPO, ainsi que le Se qui est présent à entre 32 et 37 mg/kg dans les deux matériaux.

Tableau 3.2: Analyse des métaux lourds par ICP-MS

Éléments	As	Be	Bi	Sb	Se	Te
Unités	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
Limite de détection	30	1	30	4	3	2
Résidus MCM	<30	2	<30	56	37	<2
Stériles CPO	<30	2	<30	24	32	<2

La caractérisation des oxydes des différents matériaux a été effectuée par fluorescence au rayon X (Skoog et al., 2017) par un laboratoire sous-traitant (tableau 3.3). La précision de cette méthode dépend des éléments analysés et de la matrice dans laquelle ils se trouvent. Généralement, les éléments plus lourds tels que les métaux communs sont plus faciles à détecter et la précision est meilleure (The American Society for Nondestructive testing, 2017). La précision pour cet essai en particulier n'est pas connue. Tous les matériaux comprennent des quantités semblables d'oxydes pour chaque élément. Les oxydes les plus présents sont le SiO₂ (quartz), que l'on retrouve à environ 60 %, et le Al₂O₃, que l'on retrouve à environ 15 %.

Tableau 3.3 : Caractérisation des oxydes par fluorescence au rayon X

Éléments	Unités	Résidus CM	CPO
SiO ₂	%	62,3	64,6
Al ₂ O ₃	%	14,5	14,5
Fe ₂ O ₃	%	5,14	3,71
MgO	%	2,48	1,51
CaO	%	3,44	3,04
Na ₂ O	%	4,05	4,66
K ₂ O	%	3,26	2,86
TiO ₂	%	0,52	0,48
P ₂ O ₅	%	0,15	0,22
MnO	%	0,06	0,06
Cr ₂ O ₃	%	0,03	0,03
V ₂ O ₅	%	0,02	0,02
LOI	%	2,86	2,36
Somme	%	98,8	98

Le tableau 3.4 présente les pourcentages de soufre et de carbone des matériaux testés, évalués à l'aide d'une fournaise à induction. La limite de détection de cet appareil est de

0,04% pour le carbone et 0,004% pour le soufre. Les rapports de potentiel de neutralisation carbonates (PN appelé PNC lorsqu'évalué à partir de la teneur en carbone) sur le potentiel d'acidification (PA) ont ensuite pu être calculés. Pour les résidus MCM, le pourcentage de C_{total} est inférieur à celui de S_{total} . Les rapport PNC/PA sont plus petits que trois et les résidus contiennent plus de 0,3 % de S_{total} . Ils sont donc considérés comme potentiellement acidogènes selon la Directive 019 (MDDELCC, 2012). Pour les stériles CPO, le pourcentage de C_{total} est plus élevé que le pourcentage de S_{total} et le rapport PNC/PA est plus élevé que 3. Selon l'échantillon analysé, le matériel est donc considéré comme non générateur d'acide selon la Directive 019 (MDDELCC, 2012)

Tableau 3.4 : Bilan soufre/carbone des matériaux

Élément	C_{total}	S_{total}	PNC/PA
Unités	%	%	(-)
Limite de détection	0,05	0,009	
Résidus CM	0,44	1,10	1,06
CPO	0,51	0,25	5,44

À la suite de la construction des cellules, deux échantillons ont été prélevés par couche de matériaux de recouvrement sur certaines cellules afin de vérifier la variabilité des matériaux en place. À partir de ces échantillons, l'analyse du soufre total (S_{total}) et du carbone total (C_{total}) a été effectuée.

Les résultats pour les analyses sur les résidus MCM sont présentés à la figure 3.1 alors que ceux pour les CPO sont présentés à la figure 3.2. Pour les résidus MCM, la moyenne pour le C_{total} est de 0,52% et l'écart type est de 0,01%. Il y a peu donc de variation. La valeur maximale est de 0,53% et la valeur minimale est de 0,49%. Ces valeurs sont légèrement supérieures à l'échantillon présenté dans le tableau 3.4. Pour le S_{total} , la valeur moyenne est de 1,02% et l'écart type est de 0,06. La valeur maximale est de 1,08% et la valeur minimale est de 0,92%. La moyenne de ces valeurs est légèrement inférieure à la valeur pour l'échantillon présenté au tableau 3.4. Cela a un impact minime sur le rapport PNC/PA. Pour les échantillons de CPO prélevés dans les cellules, la moyenne pour le C_{total} est de 0,39%, la valeur maximale est de 0,46%, la valeur minimale est de 0,28% et l'écart type est de 0,04%. Il y a peu de variation pour cet élément et la quantité reste faible. Pour le S_{total} , la moyenne est de 0,16%, la valeur maximale est de 0,20%, la valeur minimale est de 0,13%

et l'écart type des valeurs est de 0,02%. La quantité de S_{total} est faible également et les valeurs varient peu.

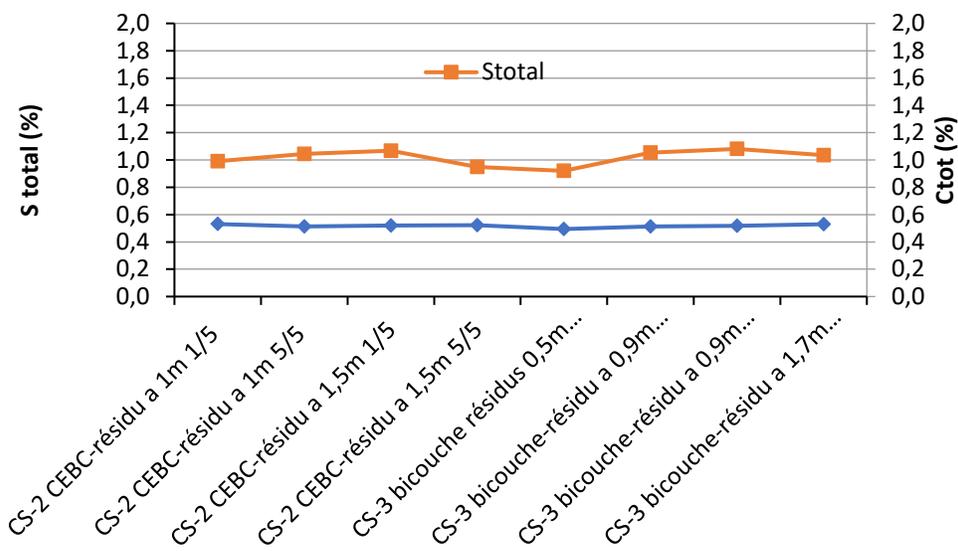


Figure 3.1 : Résultats d'analyse S_{total} et C_{total} pour les résidus CM

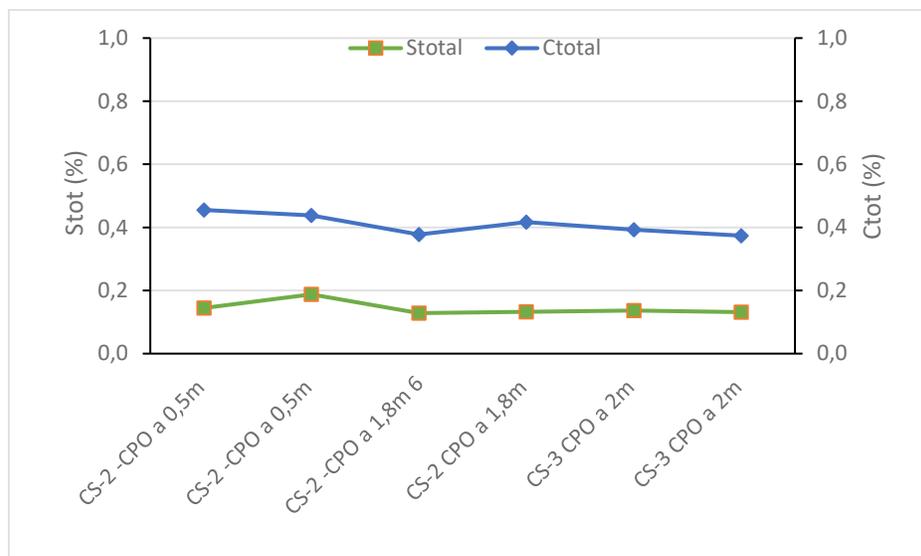


Figure 3.2: Résultats d'analyse S_{total} et C_{total} pour les stériles CPO

L'analyse chimique décrite précédemment a permis de détecter les éléments présents dans les échantillons. La diffraction aux rayons X a été effectuée pour déterminer sous quelle forme minérale ces éléments sont présents. Cette méthode permet d'obtenir une

caractérisation minéralogique détaillée à partir de l'analyse chimique (Lee Black et al. 1996). Pour déterminer les phases minérales d'un échantillon, les diffractogrammes obtenus par la méthode sont analysés par un logiciel qui utilise la méthode Rietveld (Young, 1995). Ce logiciel détermine les proportions de minéraux de manière itérative en comparant les diffractogrammes de minéraux sélectionnés avec ceux obtenus pour l'échantillon. Le tableau 3.5 montre les principaux résultats. La précision de cette méthode permet de quantifier les minéraux avec une précision de $\pm 1\%$ massique (Bouzahzah et al., 2008). Seulement les minéraux cristallins d'une concentration supérieure à 0,5% sont détectés. Les minéraux felsiques sont les plus présents dans les échantillons. En effet, le quartz et les feldspaths plagioclases (albite ou la bytownite) forment la majeure partie des roches pour tous les matériaux. Les pourcentages de quartz sont de 21,7% pour les résidus et de 25,6 % pour le CPO et les pourcentages d'albite de 34,8% pour les résidus et de 40,7 % pour le CPO. Le seul sulfure présent plus qu'en trace est la pyrite. Les résidus contiennent 2,1% de pyrite (FeS_2) et le CPO en contient 0,4%. Les carbonates présents sont la calcite qui est présente à 3,2% dans les résidus et à 3,8 % dans le CPO, et la sidérite qui est présente en trace dans les résidus et à 0,5% dans le CPO.

Tableau 3.5: Résultats minéralogiques provenant de la diffraction au rayon X

Minéraux	Résidus MCM (% massique)	CPO (%)
Quartz [SiO ₂]	21,7	25,6
Albite [Si ₃ AlO ₈ Na]	34,8	40,7
Bytownite (Ca,Na)[Al(Al,Si)Si ₂ O ₈]	5,8	0,7
Orthoclase [Si ₃ AlO ₈ K]	8,4	6,3
Muscovite [KAl ₂ Si ₃ AlO ₁₀ (OH,F) ₂]	9,7	11,6
Phlogopire [KMg ₃ Si ₃ AlO ₁₀ (OH) ₂]	5,9	3,4
Chamosite [(Fe ²⁺ ;Mg;Fe ³⁺) ₅ Al(Si ₃ Al)O ₁₀ (OH;O) ₈]	7,1	4,9
Calcite [CaCO ₃]	3,2	3,8
Siderite [FeCO ₃]	TR	0,5
Ankérite [Ca(Fe,Mg,Mn)(CO ₃) ₂]	(-)	(-)
Pyrite [FeS ₂]	2,1	0,4
Chalcopyrite [CuFeS ₂]	TR	(-)
Sphalérite [ZnS]	TR	TR
Magnétite [Fe ₃ O ₄]	TR	0,6
Hématite [Fe ₂ O ₃]	(-)	0,3
Ilménite [FeTiO ₃]	(-)	TR
Rutile [TiO ₂]	TR	0,3
Barite [BaSO ₄]	(-)	TR
Gypse [Ca ₅ (PO ₄) ₃ (OH,Cl,F)]	(-)	(-)
Anhydrite [CaSO ₄]	(-)	(-)

(-) Non détecté (moins de 0,5%)

TR : traces (détecté mais insuffisant pour le quantifié)

3.2.3 Caractérisation physique

Certaines propriétés physiques ont été déterminées en laboratoire à partir d'échantillons prélevés sur le terrain; la densité en place (D_r), la densité relative des grains (ρ_s) et la distribution granulométrique.

3.2.3.1 Propriétés physiques de base

La teneur en eau massique a été calculée pour les résidus MCM en séchant une masse de matériau et en faisant le ratio de la masse d'eau (M_w) sur la masse sèche (M_{dry}) ($w_n = M_w/M_{dry}$).

La densité relative des grains a été déterminée au pycnomètre à l'hélium (1330 AccuPyc de Micromeritics) (norme D854 (ASTM, 2000)). Les valeurs de D_r se situent autour de 2,8 pour tous les matériaux. Le tableau 3.6 présente un résumé de ces propriétés physiques obtenues selon les méthodes présentées.

Tableau 3.6 : Résumé des propriétés physiques

Matériaux	w_n (-)	D_r (-)
Résidus MCM	0,20 à 0,30	2,76
Stériles CPO	0 à 0,03	2,78

3.2.3.2 Distribution granulométrique

La distribution granulométrique a été effectuée à l'aide d'un granulomètre au laser (Mastersizer de Malvern) pour les résidus MCM (Merkus, 2009) selon la norme ASTM D- 422. Cet appareil mesure des tailles de particules de 0,06 à 879 μm ; les résultats sont présentés au tableau 3.7 et à la figure 3.3. Pour les stériles CPO, les échantillons ont été lavés au tamis 850 μm pour diviser les particules plus grosses et plus petites que 850 μm . L'eau de lavage a été filtrée avec un filtre à pression de 11 μm pour récupérer les particules plus petites que 850 μm . Le tout a été mis à sécher séparément à l'étuve de 24 à 48 heures à 60°C. La granulométrie par tamisage a alors été effectuée sur la fraction de plus de 850 μm et la granulométrie au laser a été faite sur la fraction de moins de 850 μm pour obtenir une granulométrie combinée. Une étude de sensibilité de la méthode de détermination de la granulométrie au laser a été effectuée par Blott et Pye (2006) qui mentionnent que cette méthode donne des résultats semblables à la méthode du tamis.

Tableau 3.7 : Propriétés granulométriques des différents matériaux à partir d'échantillons généraux (non prélevés dans les cellules)

Paramètres	Unités	Valeurs (μm)	
		Résidus MCM	CPO
Passant au tamis de 80 μm	(%)	72	5
$C_U = D_{60}/D_{10}$	(-)	12	40
$C_C = D_{30}^2/(D_{60} \times D_{10})$	(-)	1	7
D_{10}	(μm)	5	600
D_{30}	(μm)	16	10 000
D_{50}	(μm)	37	20 000
D_{60}	(μm)	55	24 000
D_{80}	(μm)	112	30 200
D_{90}	(μm)	162	35 000

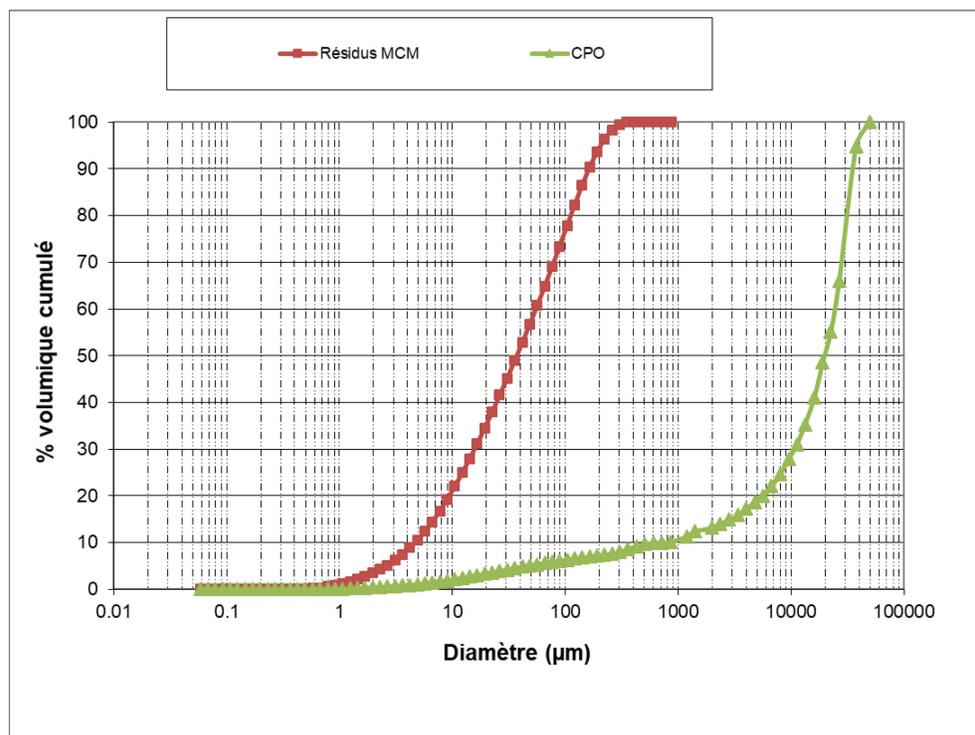


Figure 3.3: Courbes granulométriques des deux matériaux utilisés dans les cellules (résidus et CPO)

Comme le présente le tableau 3.7 et la figure 3.3, les résidus MCM ont un pourcentage de passant au tamis de 80 μm de 72 % et des diamètres de grains correspondant à 10, 30 et 60 % du poids cumulé respectivement de 5, 16 et 55 μm . Les coefficients d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$) et de courbure C_C ($C_C = (D_{30})^2 / (D_{10} \times D_{60})$) sont respectivement de 12 et 1,0.

Ces résultats sont semblables à ceux présentés dans le mémoire de maîtrise de Bolduc (2012) pour les résidus MCM. Dans ce mémoire, le D_{10} , D_{60} , C_u et C_c sont respectivement de 2,9 μm , 21 μm , 7,24 et 1,13. Les résultats compilés pour des résidus miniers de roche dures présentées dans Bussière et al. (2007) sont pour les D_{10} , D_{60} et C_u , respectivement de 1 à 4 μm , de 10 à 50 μm et 8 à 18 μm . Les résultats obtenus dans Kalonji-Kabambi (2014) sont semblables également. Les résultats s'accordent donc assez bien aux autres études, bien que le D_{60} soit légèrement plus élevé.

Pour les stériles CPO, le pourcentage passant au tamis de 80 μm est de 5 % et les diamètres de grains correspondant à 10, 30 et 60 % du poids cumulé sont respectivement de 600, 10 000 et 24 000 μm . Les coefficients d'uniformité ($C_U=D_{60}/D_{10}$) et de courbure ($C_C=(D_{30})^2/(D_{10}\times D_{60})$) sont respectivement de 40 et de 7. Ces résultats sont typiques pour des roches métamorphiques semblables. À titre de comparaison, pour des stériles provenant de la mine du Lac Tio (donc d'une lithologie différente) d'une fraction de 0 à 50mm, Peregeodova (2012) obtient des valeurs de C_U entre 15 et 30 et de C_c entre 1,5 et 2,2.

Suite à la construction des cellules, de nouvelles analyses granulométriques ont été effectuées selon la même méthode, à partir de deux à trois échantillons dans chaque cellule sur chaque couche de matériau (échantillons présentés au tableau 5.1). Pour les résidus miniers, les courbes granulométriques sont semblables pour tous les échantillons prélevés dans les deux cellules. Ces courbes granulométriques sont présentées à la figure 3.4 et le tableau 3.8 présente les paramètres granulométriques du matériel. Le matériel est homogène. Les écarts types sur les différents paramètres sont faibles pour tous les essais et aucune valeur n'est aberrante. Dans cette étude, à partir de ces résultats, les propriétés hydrogéologiques des matériaux des différentes couches seront considérées homogènes.

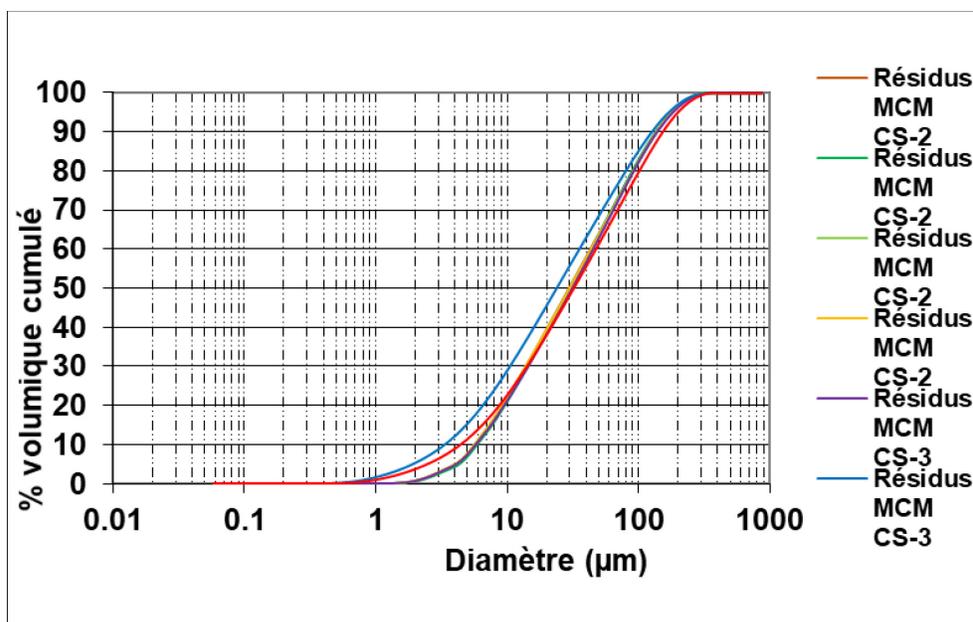


Figure 3.4: Courbes granulométriques des résidus MCM

Tableau 3.8 : Paramètres caractéristiques des distributions granulométriques des résidus MCM

Numéro d'échantillon	$C_U = \frac{D_{60}}{D_{10}}$	$C_C = \frac{D_{30}^2}{(D_{60} * D_{10})}$	D_{10}	D_{60}	D_{80}
Unités	(-)	(-)	(μm)	(μm)	(μm)
CS2	8	1,0	6	43	91
CS2	7	0,8	6	43	90
CS2	7	0,8	6	42	90
CS2	8	0,8	6	44	92
CS3	11	1,0	4	41	87
CS3	11	1,0	4	41	87
CS3	11	1,0	4	41	87
CS3	8	0,8	6	45	92
Moyenne	9	0.9	5	43	90
Écart type	1,5	0,1	1	2	2

Pour les échantillons de stériles CPO prélevés dans les deux cellules, les courbes granulométriques sont montrées aux figures 3.5 et 3.6 et les paramètres caractéristiques

sont présentés aux tableaux 3.9 et 3.10. Dans les cellules, la granulométrie des matériaux suit la même tendance. Par ailleurs, les valeurs de D_{10} peuvent varier de façon significative. Pour la cellule CS2, les valeurs sont entre 680 et 6000 μm et pour la cellule CS3, entre 5000 et 20 000 μm . Généralement la granulométrie est légèrement plus fine dans la CS2 que dans la CS3. Cependant, les variations granulométriques ne devraient pas changer de façon significative les propriétés hydrogéologiques des stériles et les stériles devraient engendrer les effets de barrière capillaire en raison du contraste granulométrique.

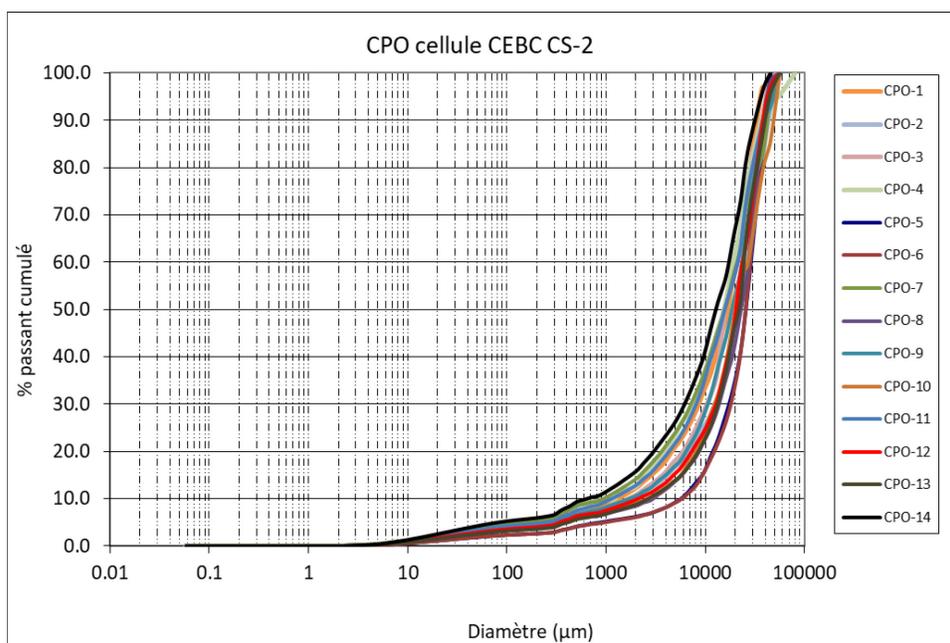


Figure 3.5: Courbes granulométriques des échantillons CPO de la cellule CS2

Tableau 3.9 : Paramètres caractéristiques des distributions granulométriques des stériles CPO dans la cellule CS2

Numéro d'échantillon	$C_U = \frac{D_{60}}{D_{10}}$	$C_c = \frac{D_{30}^2}{(D_{60} * D_{10})}$	D_{10}	D_{60}	D_{80}
Unités	(-)	(-)	(μm)	(μm)	(μm)
CPO 1	16	3	1350	21000	29500
CPO 2	14	3	1950	27000	36800
CPO 3	11	3	1800	20000	30000
CPO 4	16	2	1300	20000	29000
CPO 5	5	2	5700	29800	36000
CPO 6	5	2	6000	30000	35000
CPO 7	21	3	950	20000	32500
CPO 8	9	3	3000	28000	33000
CPO 9	13	2	1800	23500	32000
CPO 10	10	2	2700	28000	38500
CPO 11	19	3	1100	21000	30000
CPO 12	11	3	2100	24000	32000
CPO 13	10	3	2600	25000	32000
CPO 14	26	4	680	18000	25000
Moyenne	13	3	2360	23950	32236
Écart type	6	0.6	1567	3908	3412

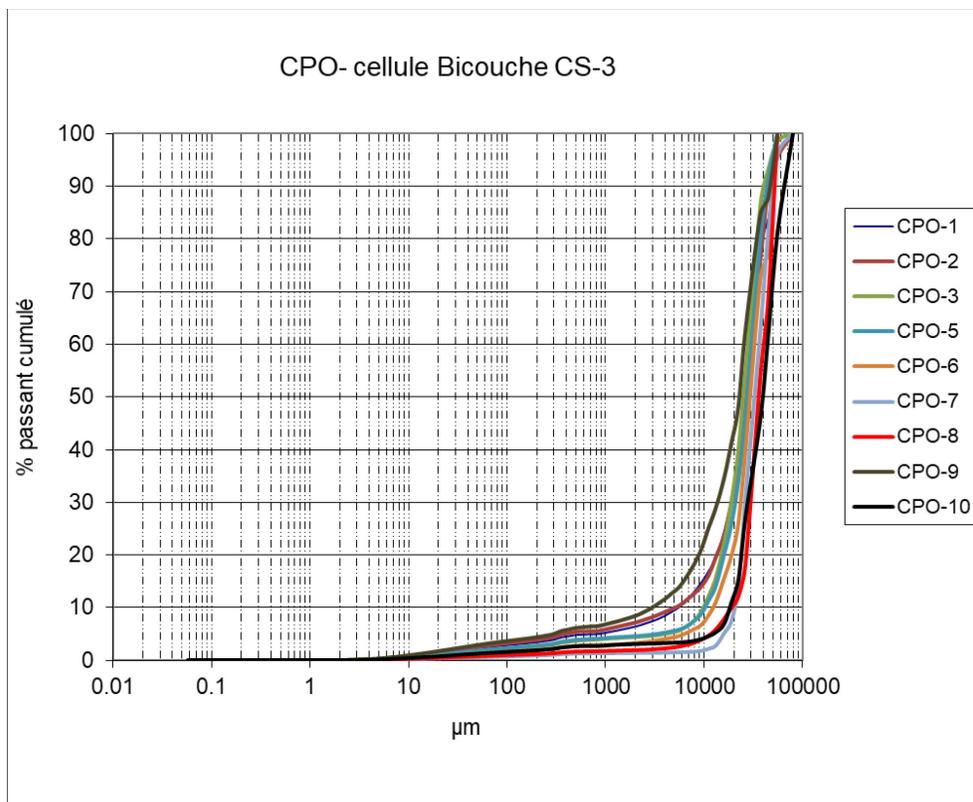


Figure 3.6 : Courbes granulométriques des échantillons CPO de la cellule CS3

Tableau 3.10: Paramètres caractéristiques des distributions granulométriques des stériles CPO dans la cellule CS3

Numéro d'échantillon	$C_U = D_{60}/D_{10}$	$C_C = D_{30}^2 / (D_{60} * D_{10})$	D_{10}	D_{60}	D_{80}
Unités	(-)	(-)	(μm)	(μm)	(μm)
CPO 1	5,4	2,1	5600	30000	39500
CPO 2	6,0	2,4	5000	30000	40000
CPO 3	3,0	1,2	9800	29000	35000
CPO 4	5,9	2,6	5600	33000	48000
CPO 5	3,0	1,4	10000	30000	40000
CPO 6	2,6	1,3	12500	33000	48000
CPO 7	1,9	1,0	20000	38000	44000
CPO 8	2,1	1,2	19200	40000	50000
CPO 9	9,0	2,4	3000	27000	35000
CPO 10	2,4	1,1	18000	43000	54000
Moyenne	4,1	1,7	10870	33300	43350
Écart type	2,2	0,6	6001	5021	6148

3.2.3.3 Essai dans une cellule à deux réservoirs

Afin d'estimer les paramètres K_r et D_e (paramètres décrits à la section 2.2) en laboratoire, des essais dans des cellules à deux réservoirs ont été effectués tels que présentés dans Mbonimpa et al. (2003). Pour cet essai, un échantillon d'environ 5 cm d'épaisseur est placé dans une cellule avec un degré de saturation et une densité connue (figure 3.7). De l'azote humidifié est ensuite utilisé pour purger la cellule de tout l'oxygène de l'échantillon. Ensuite, la cellule est ouverte au réservoir du haut pour atteindre la concentration d'oxygène atmosphérique et elle est fermée de nouveau. Ensuite, il se crée un gradient de concentration d'oxygène et l'oxygène diffuse dans l'échantillon jusqu'au récepteur du bas qui enregistre les données de concentration d'oxygène.

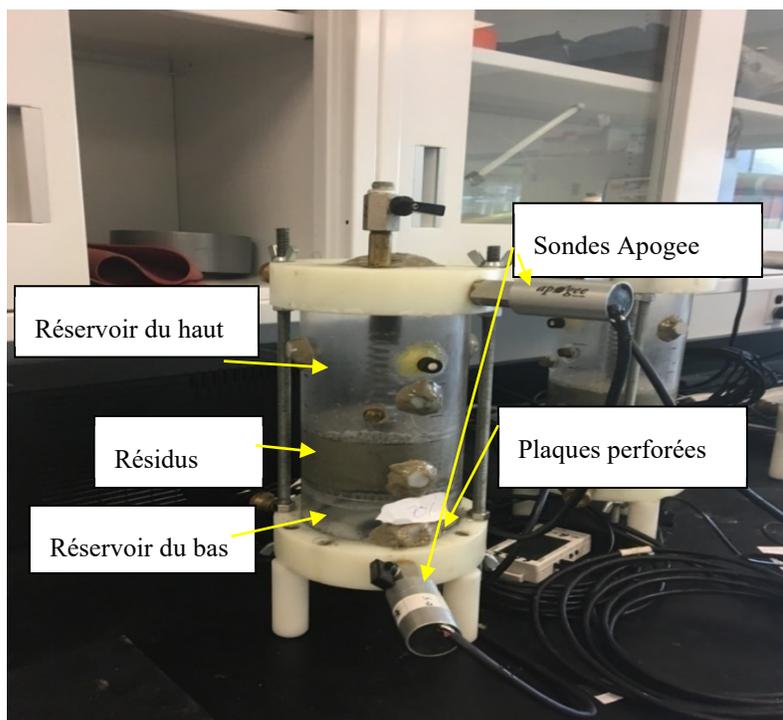


Figure 3.7 : Cellule à deux réservoirs et composants

Des calculs simples ont permis de déterminer la masse de résidus et la masse d'eau à ajouter pour obtenir des degrés de saturation de 0,5, 0,7 et 0,8 afin de représenter une plage de valeurs réalistes du degré de saturation pour les conditions des cellules de terrain. Ensuite, l'eau et les résidus ont été mélangés uniformément et placés dans les cellules en couches successives d'environ 1cm compactées afin d'obtenir la porosité désirée. La porosité obtenue pour les différents degrés de saturation est de 0,49 pour un S_r de 0.5 et 0,44 pour des S_r de 0,7 et 0,8. La petite cellule est trouée au-dessus et au bas et des géotextiles ont été placés des deux côtés de l'échantillon pour que le matériel ne traverse pas les plaques trouées.

Les valves du haut et du bas ont été ouvertes et de l'azote est injectée dans le haut de la cellule pour purger les réservoirs et les pores du matériel. Une fois que la concentration d'oxygène est presque nulle, les valves ont été refermées. Le couvercle du haut est enlevé et refermé rapidement pour laisser entrer l'air. Le pourcentage d'oxygène est mesuré ; il diminue dans le réservoir du haut et il augmente dans celui du bas. Les mesures d'oxygène

ont été effectuées avec des sondes S0-110 (Apogee Instruments Inc) dont la précision de ± 0.5 mV. Ces sondes étaient connectées à un enregistreur de données Hobo UX120 (Onset Computer Corporation, États-Unis) et les lectures ont été effectuées à partir du logiciel *Hoboware*.

Les sonde S0-110 retournent les concentrations d'oxygène en mV. Elles doivent être calibrées afin de convertir les mV en % d'oxygène. Des courbes de calibrage ont donc été faites pour les capteurs. Les équations 3.1 et 3.2 sont utilisées pour le calibrage (tirées de Apogee Instruments, 2016).

[Équations 3.1 et 3.2]

$$O_2 = CF m_{VM} - b$$

$$CF = O_{2c} / (m_{Vc} - m_{V0})$$

O_2 : pression partielle de l'oxygène [-]

CF : facteur de calibrage [kPa O_2 / mV]

m_{VM} : mesure de la concentration en oxygène [mV]

b : ordonnée à l'origine de la droite de la fonction [mV]

m_{Vc} : valeur affichée par le capteur [mV] à une concentration en oxygène de O_{2c}

m_{V0} : valeur affichée par le capteur [mV] dans un milieu sans oxygène

Ensuite, les valeur de K_r et de D_e sont déterminées en comparant les courbes de concentration d'oxygène à une courbe calculée avec des valeurs données de D^* et K_r^* à l'aide du logiciel POLLUTE V07 de GAEA Technologies (Rowe et Booker, 2004) qui résout les lois de Fick. Ce logiciel sert normalement à analyser la migration de contaminant dans un sol. Il a été utilisé pour résoudre les lois de Fick et modéliser la migration d'oxygène dans un sol dans plusieurs études comme par exemple Demers (2008), Dagenais et al. (2012) et Lessard (2018).

Pour utiliser le logiciel, un modèle en une dimension représentant la géométrie de la cellule à deux réservoirs est reproduit (figure 3.8). Pour chaque matériel, des propriétés doivent être entrées, soit la densité relative des grains solide, la porosité équivalente (θ_{eq}), le

coefficient de diffusion apparent prédit et la demi-vie prédite. La réactivité du matériel est représentée par la demi-vie selon l'équation 3.3 (tirée de (Mbonimpa et al., 2003).

[Équation 3.3]

$$K_r^* = \ln(2) / T_{1/2}$$

$T_{1/2}$: Temps de demi-vie [T]

Le D^* et le K_r^* sont prédits à l'aide des équations 2.28, 2.31, 2.39 et 2.42 afin d'effectuer les premières simulations. Ensuite, ces valeurs sont variées afin de trouver la meilleure correspondance pour les courbes mesurées (figure 3.9).

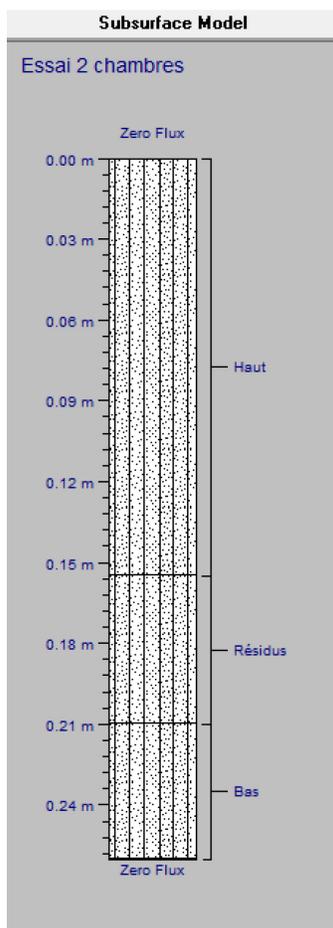


Figure 3.8 : Modèle dans le logiciel Pollute V07

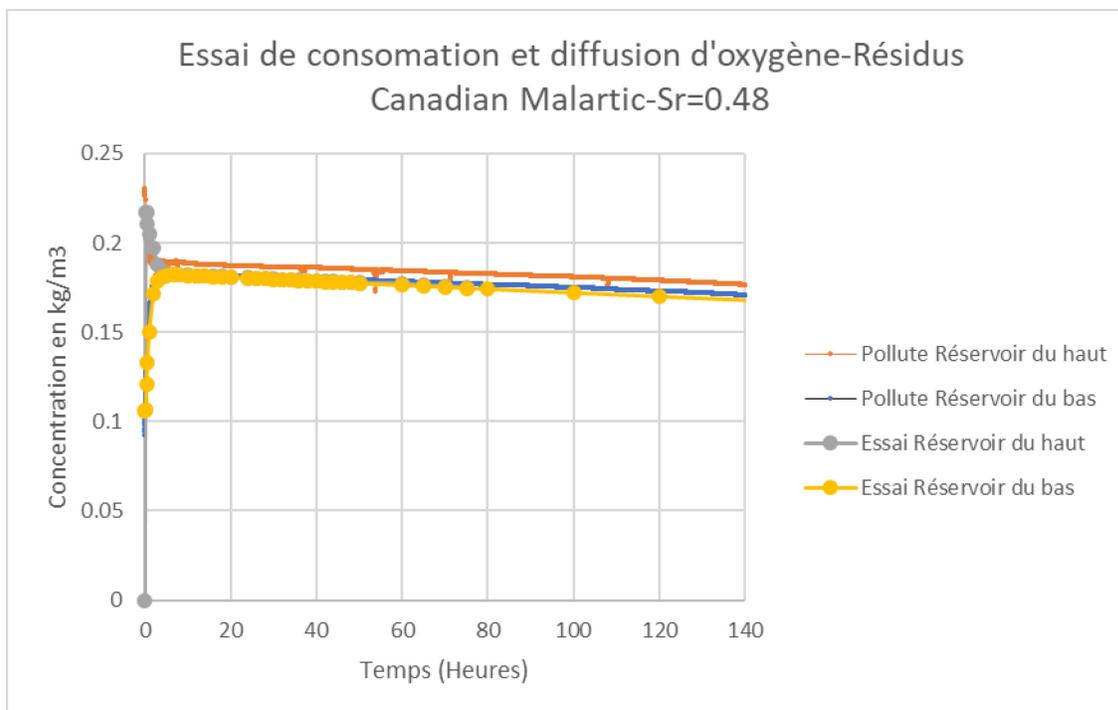


Figure 3.9: Exemples de résultats de diffusion/consommation à deux réservoirs pour une valeur de $S_r=0,48$

Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 3.11 (les graphiques des trois essais sont présentés à l'annexe A). Les K_r déterminés avec l'essai à deux réservoirs pour les degrés de saturation de 0,68 et 0,80 sont plus faibles que ceux prédits avec Collin (1987). Cela est attendu étant donné que cette équation (équation 2.41) prend en considération que la pyrite est toute disponible pour l'oxydation, ce qui a tendance à surestimer les valeurs. Gosselin et al. (2011), démontre que cette équation a tendance à surestimer les valeurs surtout pour des degrés de saturations plus faibles. Puisque plusieurs combinaisons de valeurs de D_e et de K_r peuvent être obtenue pour une même courbe, il a été tenté d'utiliser des valeurs de D_e se rapprochant des valeurs prédites avec l'équation 2.38. Normalement, pour un S_r connu, la valeur de D_e devrait être très près des prédictions (Aachib et al. 2004). Par ailleurs, la valeur de D_e obtenue pour $S_r = 0,80$ est beaucoup plus grande que celle prédite. Malgré plusieurs itérations avec différents K_r , il n'a pas été possible d'obtenir un D_e s'accordant mieux à la prédiction. Le graphique de cet essai montre des courbes qui tendent vers une pente presque nulle, ce qui signifie que le K_r est très faible, donc qu'il y a peu de consommation d'oxygène. Or, Gosselin et al. (2011) mentionne que le K_r pourrait

diminuer pour des degrés de saturation très élevés, puisqu'il y aurait très peu d'oxygène disponible pour l'oxydation. La valeur de D_e obtenue correspond davantage à une saturation de près de 100% selon l'équation de prédiction 2.39. L'échantillon pourrait ne pas avoir bien été homogénéisé, ce qui pourrait produire un degré de saturation plus élevé à certain endroit. Cela pourrait contrôler la diffusion.

Tableau 3.11 : Résultats de l'essai à deux réservoirs

n	S_r	θ_{eq}	$t_{1/2}$	K_r^*	K_r	K_r prédit (Collin)	D^*	D_e	D_e prédit
(-)	(-)	(-)	(hr)	(hr ⁻¹)	(hr ⁻¹)	(hr ⁻¹)	(m ² /s)	(m ² /s)	(m ² /s)
0,49	0,40	0,25	100	7E-03	1E-02	1E-02	4E-06	1,2E-07	7E-07
0,44	0,68	0,15	70	1E-02	1,5E-03	1E-02	1,1E-06	1,5E-07	1,7E-07
0,44	0,80	0,10	150	5E-03	4,2E-04	1E-02	1,5E-09	1E-10	4E-08

3.2.4 Caractérisation hydrogéologique

3.2.4.1 Conductivité hydraulique saturée

Les conductivités hydraulique (k_{sat}) des résidus MCM et des stériles CPO ont été mesurées au laboratoire. Les valeurs de k_{sat} prédites ont été déterminées à l'aide de la méthode de Kozeny-Carman modifiée (KCM) (Mbonimpa et al., 2002c) présentée au chapitre 2 (équations 2.8 et 2.9).

Pour les essais en laboratoire, un essai avec un perméamètre à paroi rigide (méthode charge constante) a été effectué pour les stériles CPO et avec un perméamètre à parois rigides (méthode par charge variable) pour les résidus MCM. Pour l'essai à charge constante, l'eau recueillie pendant un intervalle de temps est mesurée alors que la hauteur de sol et l'aire d'écoulement est connue (figure 3.10 a). L'équation 3.4 est utilisée pour calculer la conductivité hydraulique saturée (Holtz et Kovacs, 1991).

[Équation 3.4]

$$k = \frac{QL}{\Delta hAt}$$

Q : quantité d'eau écoulée [L³]

L : hauteur de matériel [L]

Δh : différence de charge hydraulique [L]

A : aire d'écoulement [L]

t : temps [T]

k : conductivité hydraulique saturée [L/T²]

Pour l'essai à charge variable (figure 3.10 b), l'équation 3.5 est utilisée pour calculer la conductivité hydraulique (Holtz et Kovacs, 1991).

[Équation 3.5]

$$k = \frac{aL}{A\Delta t} \ln \frac{h_1}{h_2}$$

a : aire du tube de mesure [L²]

L : hauteur de matériel [L]

A : aire d'écoulement [L²]

Δt : intervalle de temps nécessaire pour que la charge passe de h_1 à h_2

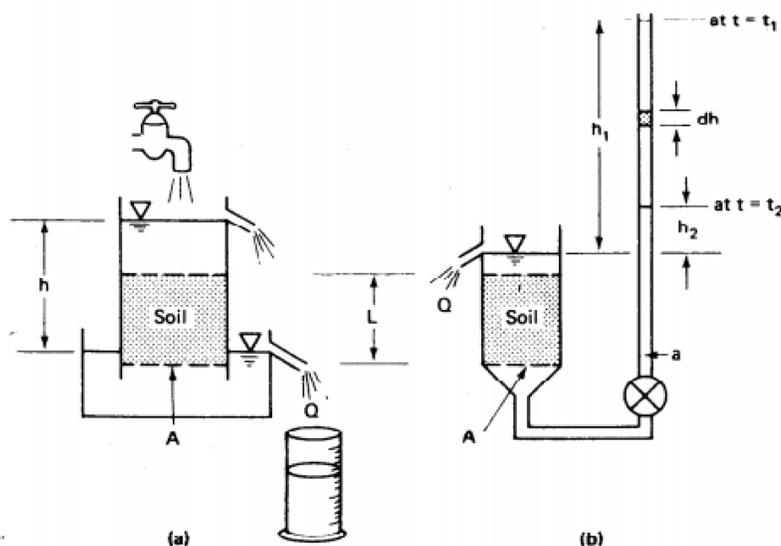


Figure 3.10 : Perméamètre à charge constante (a) et perméamètre à charge variable (b)
(tiré de Holtz et Kovacs (1991))

Les résultats sont présentés dans le tableau 3.12. Les k_{sat} mesurées sont du même ordre de grandeur que ceux prédit avec l'équation de KCM (équation 2.8) pour le CPO. Les valeurs mesurées s'accordent également bien à celles obtenues pour les essais en colonnes effectués sur les stériles de la mine Tio présentés au tableau 2.1 et ceux obtenus par des essais en colonnes sur les stériles de la mine LaRonde (Lessard, 2011; Peregoedova, 2012; Kalonji-Kabambi, 2014). Pour les résidus, le k_{sat} prédit est du même ordre de grandeur que celui mesuré. La valeur de k_{sat} mesurée pour les résidus est semblable à celle mesurée pour des échantillons typiques de résidus miniers (Bussière, 2007). Les résultats présentés dans cette étude montrent un k_{sat} de l'ordre de 10^{-3} cm/s pour les résidus les plus grossiers et de 10^{-7} cm/s pour les moins grossiers. Bolduc (2012) a également caractérisé les résidus de la MCM dans son mémoire de maîtrise. La valeur de k_{sat} obtenue en laboratoire était de 2×10^{-5} cm/s.

Tableau 3.12 : Propriétés hydrogéologiques des matériaux

Matériaux	Pression d'entrée d'air (AEV) (kPa)	θ_s	θ_r	n	k_{sat} mesurée cm/s	k_{sat} prédite cm/s
Résidus MCM	30	0,4	0,001	0,39	$7,1 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-5}$
CPO	0,02	0,035	0,01	0,35	$4,7 \times 10^{-1}$	$8,0 \times 10^{-1}$

3.2.4.2 Courbes de rétention d'eau

Les CRE ont été déterminées en laboratoire dans une cellule de pression (communément appelée *Tempe cell*) pour les résidus et dans une colonne pour les CPO et puis lissées selon le modèle de van Genuchten (1980) avec le logiciel RETC.

Pour la cellule de pression (*Tempe cell*), l'échantillon de matériel fin est installé dans une cellule entre deux plaques de céramique saturées. Étant donné que l'AEV des plaques de céramiques est élevé, elles restent saturées. De la pression est appliquée avec de l'air dans la partie supérieure et l'eau peut s'écouler librement dans la partie inférieure par un tube. La cellule est pesée avant et pendant l'essai. La TEV est déterminée selon différentes pressions appliquées en soustrayant la masse d'eau écoulé au bas de la colonne. Cet essai est décrit plus en détail dans Delage et Cui (2000) et dans Fredlund et Rahadjo (1993). L'essai en colonne est utilisé pour déterminer la CRE de matériaux plus grossiers dans différentes études et est décrit, par exemple, dans Peregodeva (2012) et Kalonji- Kabambi (2014). Il s'agit d'installer le matériel dans une colonne (généralement 30 cm de diamètre pour des stériles) et d'ajouter de l'eau pour le saturer. Ensuite, la colonne est drainée. Lors du démontage en couche successive, des échantillons sont prélevés. La TEV est déterminée à différentes élévations en faisant sécher l'échantillon et en utilisant les relations masse-volume. En sachant l'élévation des échantillons, il est supposé par cette approche que l'équilibre est atteint et que la succion est égale à l'élévation (équilibre hydrostatique). Ainsi, on obtient des point (θ, ψ) que l'on peut ensuite lisser à l'aide de modèles descriptifs.

Les CRE obtenues ont également été prédites avec le modèle MK selon les équations 2.15 à 2.19 de ce mémoire. Les courbes sont présentées aux figures 3.11 et 3.12. Les valeurs de

pression d'entrée d'air pour la CRE lissée avec le modèle de van Genuchten sont de 30 kPa pour les résidus et de 0.02 kPa pour les CPO.

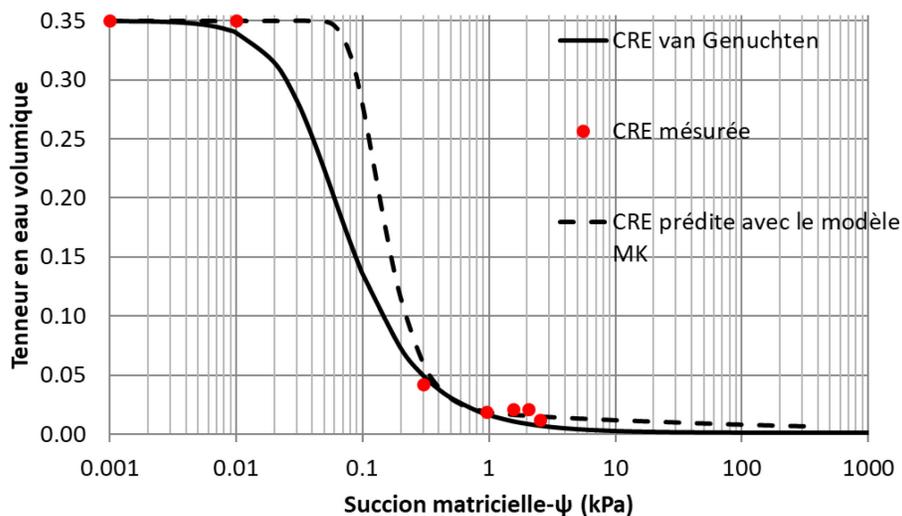


Figure 3.11 : Courbes de rétention d'eau des stériles CPO : mesurée en laboratoire, modélisée avec le logiciel RETC selon le modèle de van Genuchten (1980) et prédite avec le modèle MK

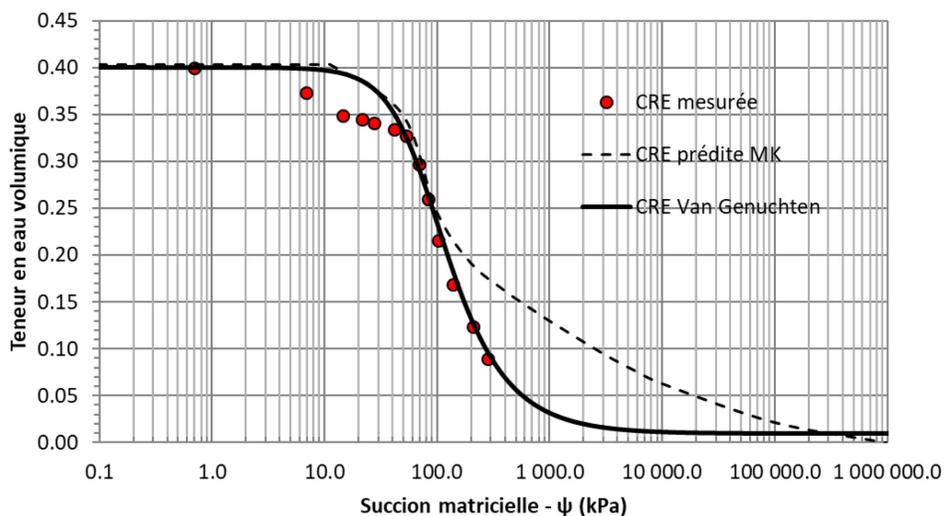


Figure 3.12: Courbes de rétention d'eau des résidus: mesurée en laboratoire, modélisée avec le logiciel RETC selon le modèle de van Genuchten (1980) et prédite avec le modèle MK

Pour le CPO, la CRE obtenue en laboratoire correspond assez bien aux prédictions. Par ailleurs, la valeur de pression d'entrée d'air estimée à partir de la méthode des tangentes sur la CRE obtenue avec le modèle MK pour le matériel CPO est légèrement plus élevée, soit de 0,07 kPa. La valeur d'AEV obtenue avec le code RETC et les données de l'essai en colonne (0,02kPa) est légèrement plus faible que celles retrouvées dans la littérature. Les valeurs trouvées se rapprochant le plus sont celle obtenues par Peregeodeva (2012; entre 0,03 et 0,8 kPa pour différents échantillons de fraction de moins de 50mm de stériles provenant de la mine du Lac Tio. La teneur en eau résiduelle (0,01) est plus faible que celles de Peregeodova (2012) qui sont d'environ 0,05. Kalonji-Kabambi (2014) obtient des AEV entre 0,1 et 0,6 kPa pour différentes granulométries de stériles (0-20mm, 0-37.5mm et 0-50mm) et des valeurs de teneur en eau résiduelles entre 0,03 et 0,05.

Pour les résidus miniers, la CRE obtenue dans la cellule de pression et lissée avec le code RETC a une forme différente de la CRE prédite avec le modèle MK La valeur d'AEV est semblable à celles obtenues par Kalonji-Kabambi (2014) pour des résidus (entre 7 et 30 kPa) et celles obtenues par Bussière et al (2007), soit entre 20 et 40 kPa pour des résidus ayant une porosité entre 0,39 et 0,43. L'AEV correspond également aux plages de valeurs provenant de différentes études présentées dans Bussière (2007) pour des résidus miniers à granulométrie plus fine. Les plages de valeurs typiques présentées sont d'environ 10 à 70 kPa pour des résidus miniers de granulométrie plus fine et de 5 et 12 kPa pour des résidus miniers à granulométrie plus grossière.

CHAPITRE 4 CELLULES DE TERRAIN : CONFIGURATION, CONSTRUCTION ET INSTRUMENTATION

Tel que mentionné au chapitre 3, des cellules de terrain ont été construites à la MCM afin de déterminer l'efficacité de recouvrements dans des conditions réelles. Plus précisément, de la mi-septembre à la fin novembre 2015, treize cellules expérimentales ont été construites sur le site de MCM afin de tester différentes options de restauration des rejets miniers. L'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (URSTM-UQAT) était responsable de cette étude qui comprenait la conception, les travaux de construction, d'échantillonnage, la caractérisation des matériaux et le suivi. Deux rapports ont été produits par l'URSTM : l'un décrit la construction des cellules (Awoh et al., 2016) et l'autre la caractérisation des matériaux utilisés (Awoh et Bussière, 2016).

Parmi les treize cellules construites, on retrouve quatre cellules témoins de stériles de la MCM provenant de différentes lithologies, une cellule témoins de résidus miniers, quatre cellules présentant différentes options de recouvrement sur la halde à stériles et quatre cellules représentant des options de recouvrement pour les résidus miniers. Seuls les résultats provenant des cellules de recouvrement de type CEBC sur la halde à stériles, soit les cellules CS2 et CS3, seront utilisés dans ce mémoire (voir la localisation à la figure 4.1). La conception des cellules a été effectuée en collaboration avec MCM et ses partenaires experts. La construction des cellules a été faite sous la responsabilité de l'URSTM. Les cellules étaient déjà construites lorsque le présent projet de maîtrise a débuté.

Ce chapitre présente la configuration des cellules de terrain, leur instrumentation et la méthodologie utilisée lors de la construction des cellules.

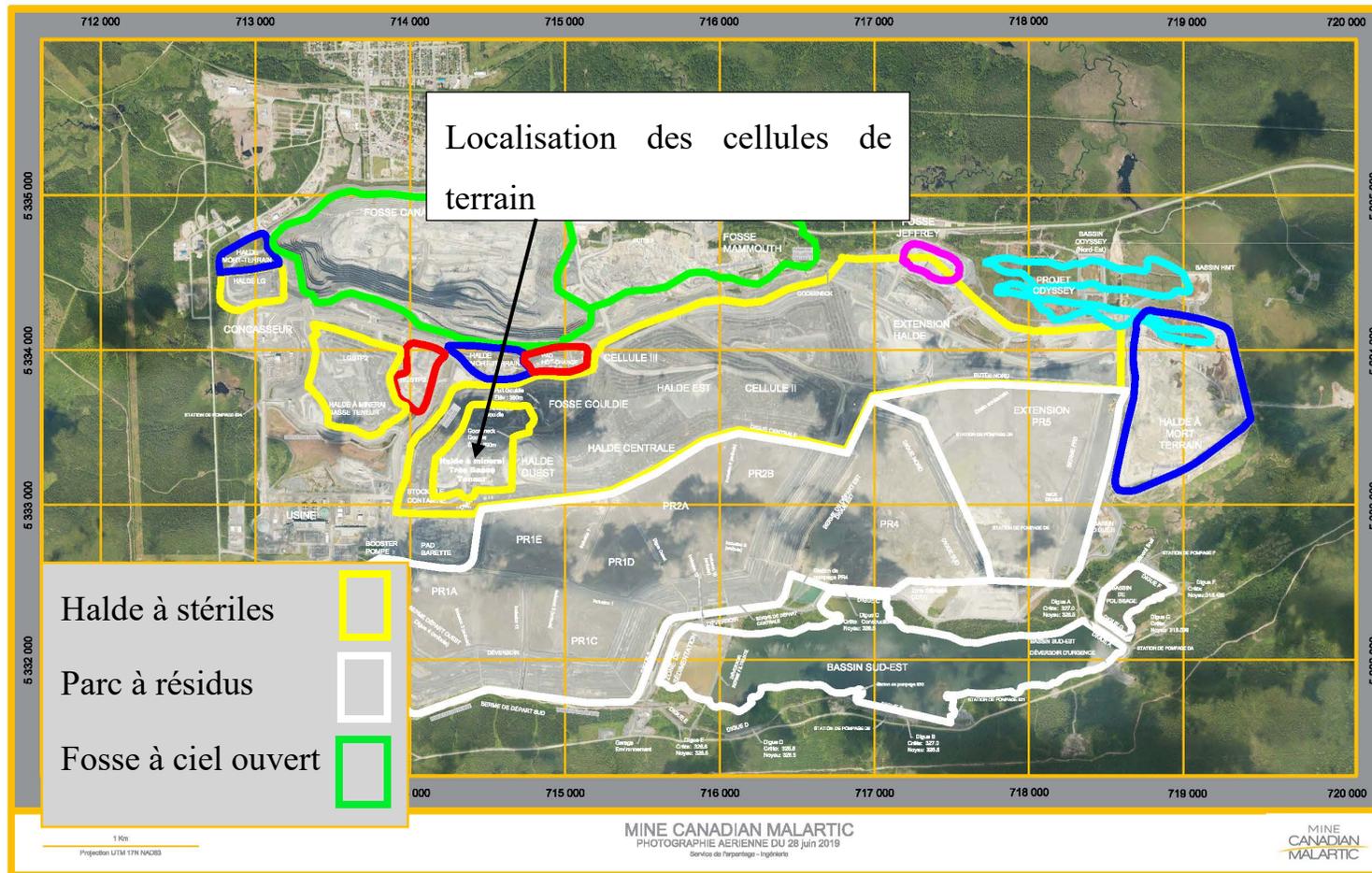


Figure 4.1 : Plan des installations de la mine Canadian Malartic en date du 2018-06-24 et localisation des cellules de terrain sur la halde à stériles

4.1 Configuration des cellules

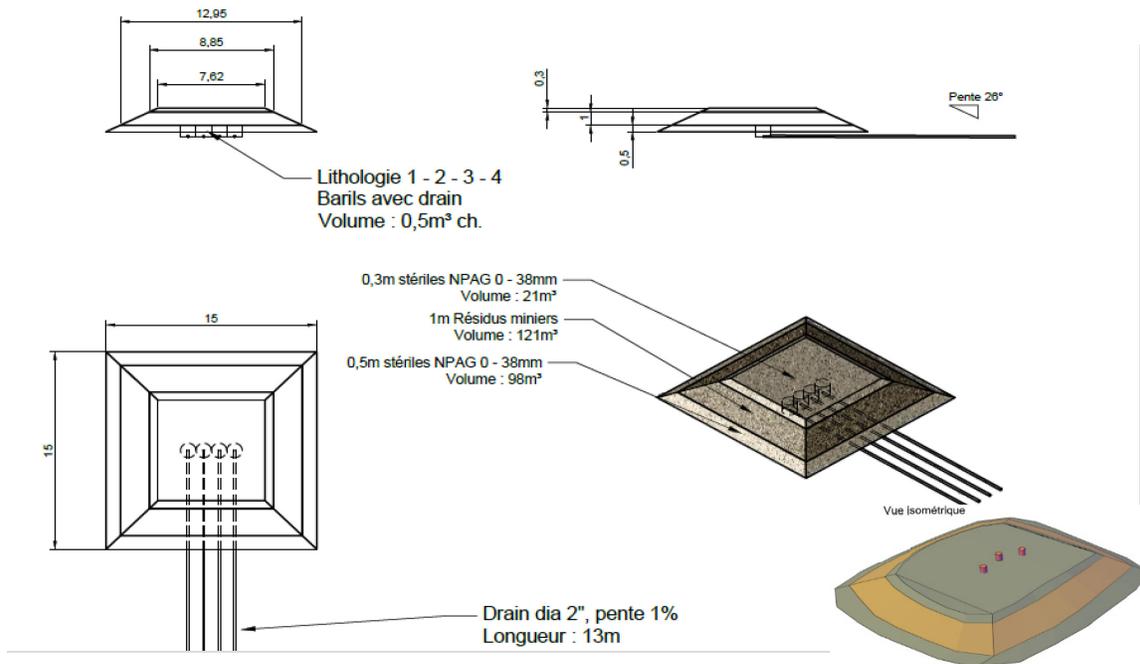
La configuration de la cellule CS2 est un recouvrement à trois couches comprenant une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) alors que la configuration de la cellule CS3 est un recouvrement bicouche qui peut être considérée comme une CEBC également mais où le bris capillaire du bas serait réalisé par les stériles en place. Les deux cellules sont construites sur une surface horizontale sur la halde ouest au niveau 390 de la mine Canadian Malartic.

Les deux cellules à l'étude ont été construites selon les caractéristiques présentées au tableau 4.1. La figure 4.2 montre des schémas de ces mêmes cellules.

Tableau 4.1 : Description des cellules CS2 et CS3

Fonction de la couche	Épaisseur des matériaux (m)	Volume de matériaux (m ²)	Nature des matériaux			
Cellule CS2 – CEBC						
Couche de protection	0,3	29,81	CPO concassé (0-38mm)			
Couche de rétention d'eau	1	149,22	Résidus miniers CM			
Bris capillaire	0,5	108,60	CPO concassé (0-38mm)			
Barils de stériles	1	0,5/lithologie	AGR	CGR	CPO	
Cellule CS3 – CEBC bicouche						
Couche de protection	0,3	14,37	CPO concassé (0-38mm)			
Couche de rétention	1,8	228,39	Résidus CM			
Barils de stériles	1	0,5/lithologie	AGR	CGR	CPO	MIX

CS2



CS3

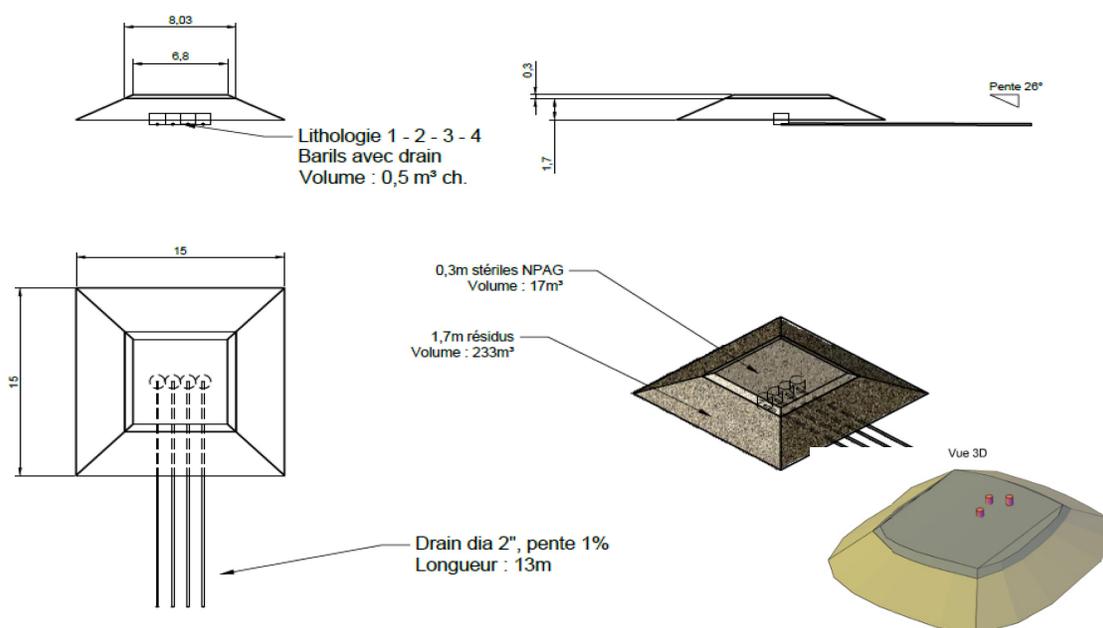


Figure 4.2 : Représentation des cellules CS2 et CS3 (figures dessinées par MCM)

4.2 Construction des cellules

Les matériaux décrits précédemment ont été utilisés pour construire les cellules de terrain dont les étapes de construction seront décrites dans cette section. Avant l'installation, toutes les cellules ont été arpentées et des coins et des centres ont été implantés dans chaque cellule. Les cellules ont été construites entre le 21 septembre et le 16 novembre 2015.

Pour l'ensemble des cellules, les principaux équipements de construction utilisés étaient les pelles mécaniques, des chargeuses pour le déplacement des matériaux de construction et le remplissage des cellules expérimentales. Également, des camions hors route 40 tonnes ont servi au transport des matériaux. Un vibrocompacteur a été utilisé pour le compactage.

La construction des cellules de stériles sur une surface horizontale a été effectuée de la façon suivante par la compagnie Alfred Morris et fils de Val d'Or. Après le nivellement sur sol, les quatre coins des cellules ont été délimités. Une fosse a ensuite été excavée pour y placer 3 ou 4 barils de 0,6 m de diamètre et de 1 m de profondeur (figure 4.3 a et b). Ils ont ensuite été enterrés sous les cellules pour que le haut des barils soit à la base du recouvrement. Les barils ont par la suite été remplis des différentes lithologies de stériles et du mélange. Ces barils servent à vérifier l'effet du recouvrement sur la géochimie des différentes lithologies et à évaluer le taux de percolation à travers les recouvrements. Une tranchée a été excavée subséquemment pour y placer un drain qui relie les barils de stériles à des collecteurs d'eau de lixiviation. Ces collecteurs sont exposés sur le côté de la cellule. Le drain est recouvert d'une couche de sable de protection compactée avec un vibrocompacteur et puis de stériles concassés de 0-20mm. Le tout est compacté de nouveau. Ce sable a été fourni par la compagnie L. Fournier et fils.



Figure 4.3 a et b: a) Tranchée avec drain et barils b) Barils enfouis (Awoh et . 2016)

Les équipements de mesure ont alors été installés sur des supports à sondes (figures 4.4 et 4.5). Les couches composant le recouvrement ont été installées selon la configuration décrite à la section 4.1. L'installation a été effectuée par couche de 0,50 m pour les résidus miniers. Pour la cellule CS2, une couche de stérile CPO (0-38 mm) de 0,50 m d'épaisseur a été installée, suivi de la couche de rétention d'eau composée de résidus MCM de 1 m d'épaisseur et d'une couche de protection de stérile CPO (0-38 mm) de 0,3 m d'épaisseur. Pour la CS3, une couche de rétention d'eau de résidus MCM de 1,7 m d'épaisseur a directement été installée sur les stériles en place et une couche de protection de stérile CPO (0-38 mm) de 0,30 m d'épaisseur a été placée au-dessus comme couche de protection. Une cellule terminée est montrée à la figure 4.6.



Figure 4.4 : Installation de support à sonde (Awoh et al. 2016)



Figure 4.5 : Mise en place d'une cellule (Awoh et al. 2016)



Figure 4.6 : Cellule terminée (Awoh et al. 2016)

4.3 Caractérisation physique des matériaux sur le terrain

Suite à la construction des cellules, des mesures ont été effectuées pour connaître la densité des matériaux en place. Ces mesures ont été réalisées à l'aide d'un nucléodensimètre selon la norme ASTM D6938 (2015) (figure 4.7). Cet appareil fréquemment utilisé en génie civil

permet de mesurer la masse volumique sèche et la teneur en eau massique des matériaux en place (LeFevre, 1966).

Les essais de compactage ont été effectués sur les stériles CPO. Des planches d'essai ont été construites près des deux cellules pour réaliser l'essai. Plusieurs mesures ont été effectuées pour obtenir la masse volumique moyenne et les porosités *in situ* (tableau 4.2).



Figure 4.7: Mesure de la masse volumique sèche en place avec un nucléodensimètre (Awoh et al. 2016)

Tableau 4.2: Résultats des mesures de densité en place et estimation de la porosité *in situ* du CPO sur une planche d'essai (modifié de Awoh et Bussière (2016))

Cellule	Matériel	ρ_d (kg/m^3)	w_n (-)	n (-)
CS2 (planche d'essai)	CPO	1855	0,02	0,32
CS3 (planche d'essai)	CPO	1855	0,02	0,32

4.4 Instrumentation

Différents instruments de mesures ont été installés dans les cellules CS2 et CS3 (figures 4.8 et 4.9) afin de vérifier le comportement hydrogéologique et la migration de l'oxygène dans les recouvrements.

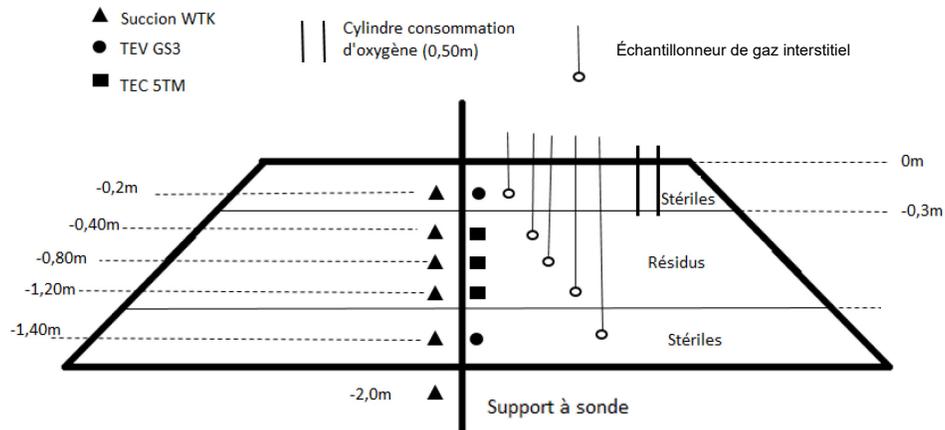


Figure 4.8 : Configuration de l'instrumentation dans la cellule CS2 (pas à l'échelle)

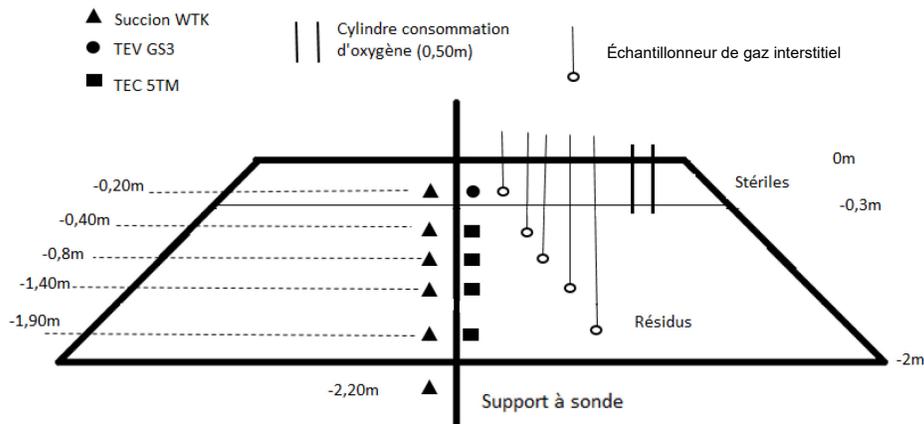


Figure 4.9: Configuration de l'instrumentation dans la cellule CS3 (pas à l'échelle)

Afin d'évaluer le comportement hydrogéologique, des senseurs permettant de mesurer la teneur en eau volumique des différentes couches du recouvrement ont été placés dans les cellules. Pour les résidus MCM, des senseurs de type 5TM sont utilisés alors que pour les stériles CPO, on a opté pour des senseurs de type GS3 puisque qu'elles sont plus résistantes. Une revue des différentes méthodes de mesures est présentée dans Maqsoud et al. (2007).

Les senseurs de type 5TM sont fabriqués par Decagon Devices et mesurent la température et la teneur en eau volumique dans le sol. Cet appareil mesure la constante diélectrique du sol qui peut ensuite être reliée à la teneur en eau volumique (Topp et al. 1980). Les senseurs

GS3 de Decagon Scientific mesurent également la température et la teneur en eau volumique. La valeur de teneur en eau volumique est mesurée selon la même technique.

Des courbes de calibrage pour les sondes de teneur en eau volumique ont été obtenues en laboratoire afin d'améliorer leur précision. Pour ce faire, entre quatre et six échantillons contenant différentes quantités d'eau ont été pesés, séchés, puis pesés à nouveau pour déterminer la masse d'eau et la masse de solide. Ensuite, le volume d'eau a été déterminé à partir de la masse d'eau. Puisque le volume total était connu, la teneur en eau volumique a pu être calculée. Avant de sécher les échantillons, plusieurs lectures avec les sondes ont été effectuées et une moyenne a été calculée pour chaque échantillon. Les valeurs de teneurs en eau volumiques mesurées et celles provenant des senseurs ont été mises en graphique. Ensuite, une équation de tendance linéaire a été déterminée pour obtenir la meilleure droite qui minimise les erreurs avec les valeurs obtenues. Pour les stériles CPO, la calibration a été effectuée une fois (figure 4.10) alors que pour les résidus MCM, la calibration a été effectuée deux fois afin de valider les données. Les graphiques ainsi que les équations obtenues sont montrés aux figures 4.11 et 4.12. Les mesures obtenues avec les senseurs dans les cellules de terrain ont donc été converties en valeur réelles en utilisant les équations.

Ces senseurs de teneurs en eau volumiques sont branchés à des enregistreurs de données de type Em50 par lequel les données peuvent être collectées avec un ordinateur. La lecture de données se fait de façon périodique selon l'intervalle de temps programmé; dans cette étude, les données sont enregistrées aux six heures en tout temps.

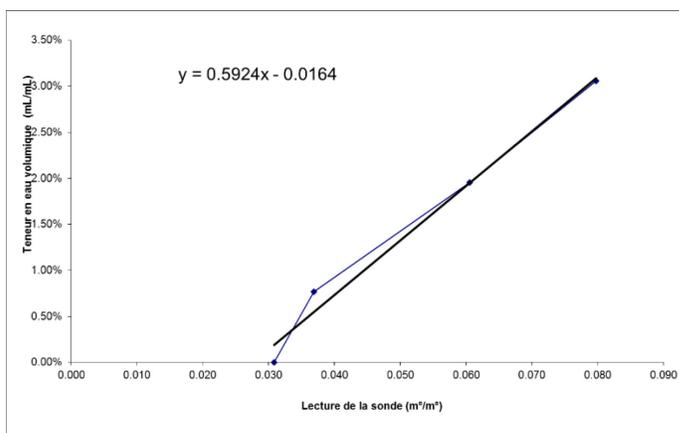


Figure 4.10 Courbe de calibration des teneurs en eau volumiques pour les stériles CPO

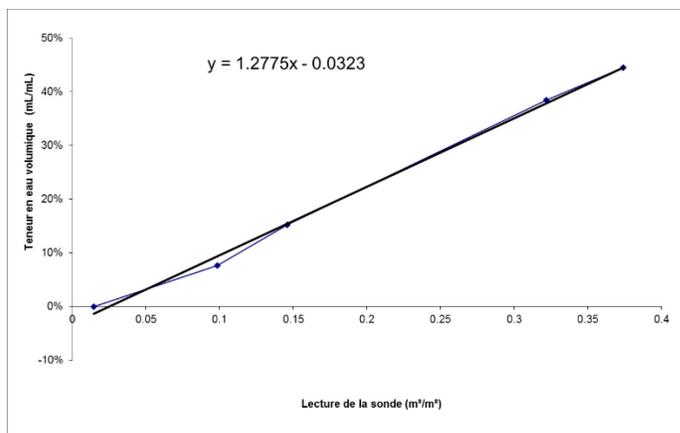


Figure 4.11 Courbe de calibration des teneurs en eau volumiques pour les résidus MCM

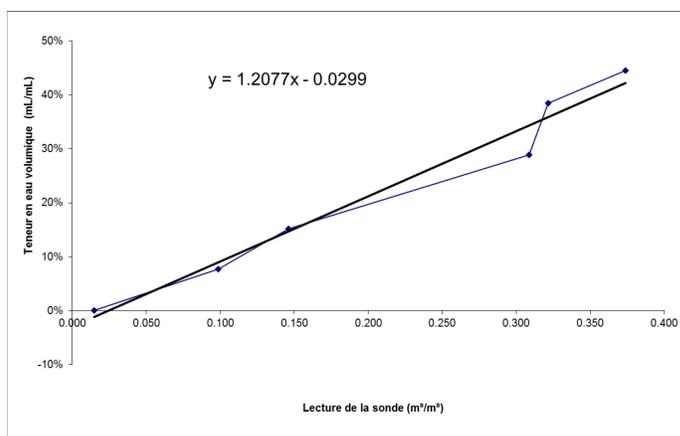


Figure 4.12 : Teneurs en eau volumiques en fonction de la moyenne des lectures de la sonde pour les résidus MCM -Essai 2

La succion est mesurée à l'aide de senseurs de succion matricielle de type Watermark installés sur les supports à senseurs et branchés à un enregistreur de données. Ces senseurs mesurent la variation de la résistance électrique et en déduit la succion. L'appareil est constitué de deux électrodes où circule un courant alternatif. Ces senseurs ont été utilisés dans plusieurs études semblables telles que Bussière et al. (2007). Pour les succions, les valeurs en kPa sont utilisées sans calibrage. Il y a des senseurs dans chaque couche de matériaux tel que présenté sur les figures 4.8 et 4.9. Les données sont enregistrées aux six heures.

4.5 Essais et mesures réalisées au niveau des cellules de terrain

En plus des mesures de teneurs en eau volumiques et de succion récoltées par les senseurs installés dans les cellules, des essais et mesures spécifiques ont été effectués. Cela inclut les essais de consommation d'oxygène (appelé essai de diffusion/consommation d'oxygène) et des mesures effectuées lors du démantèlement des cellules.

Un essai d'infiltration d'eau a également été effectué avec un petit camion-citerne afin de saturer le plus possible la couche de rétention d'eau. Les résultats ont été peu concluants puisque les valeurs de teneurs en eau volumiques n'ont pas augmenté dans la cellule CS2 et ont peu augmenté dans la cellule CS3. Ces résultats sont présentés à l'annexe B.

Des mesures d'oxygène interstitiel ont été effectuées à différentes profondeurs dans les cellules. Les résultats sont présentés à l'annexe C. Cette méthode n'a pas permis de bien évaluer la diffusion d'oxygène dans les recouvrements étant donné qu'ils ne recouvrent pas complètement la halde. Essai de consommation d'oxygène

4.5.1 Essais de diffusion/consommation d'oxygène

Des cylindres de 15 cm de diamètre et de 30 à 50 cm de hauteur (figure 4.14) ont été installés dans la couche de rétention d'eau des cellules CS2 et CS3 afin d'effectuer des essais de consommation d'oxygène modifiés (essais de diffusion/consommation d'oxygène). Ces essais permettent de quantifier la migration d'oxygène et les flux consommés par les rejets, si tel est le cas. Les essais de consommation d'oxygène ont été effectués selon la méthode pour des essais *in situ* (Mbonimpa et al. 2002b, Mbonimpa et al. 2003; Bussière et al. 2002, Dagenais et al. 2012). Cette méthode est appropriée pour les matériaux qui consomment légèrement l'oxygène et pour des essais qui se déroulent sur une longue période pour atteindre l'état stationnaire.

Pour ce faire, le couvercle du cylindre placé dans le recouvrement est équipé d'une sonde de tension S0-110 (Apogee Instruments Inc, États-Unis) (figure 4.13). Ces sondes ont une précision de ± 0.5 mV. Il s'agit des mêmes sondes que celles présentées à la section 3.2.3.3

pour les essais en laboratoire à deux réservoirs. Le calibrage de ces sondes, pour chaque essai, a été effectué tel que présenté à cette même section.



Figure 4.13 : : Sonde S0-110 pour la mesure de la tension



Figure 4.14 : Cylindre pour les tests de consommation d'oxygène

Puisque l'oxygène aura tendance à migrer vers le bas, la diminution de la concentration d'oxygène dans la partie supérieure du cylindre est mesurée et représente la consommation d'oxygène par le recouvrement. Ensuite, les valeurs de K_r et de D_e sont déterminées en comparant la courbe de concentration d'oxygène à une courbe calculée avec des valeurs données de D^* et K_r^* à l'aide du logiciel POLLUTEv7 de GAEA Technologies (Rowe et Booker, 2004) tel qu'effectué pour les essais à deux réservoirs présentés à la section 3.2.3.3. Les résultats sont présentés à la section 5.2.

4.5.2 Démantèlement des cellules

Le démantèlement des cellules CS2 et CS3 a été effectué le 7 novembre 2017. La localisation des cellules d'essais sur le dessus de la halde ouest devait être utilisée sous peu pour continuer la déposition des stériles. Le démantèlement a été effectué à l'aide d'une pelle mécanique. L'objectif du démantèlement était de récupérer les sondes et les enregistreurs de données ainsi que de vérifier la teneur en eau volumique, la succion ainsi que la densité en place dans la couche de résidus miniers.

Dans un premier temps, les données ont été récoltées une dernière fois à partir des enregistreurs de données. Ensuite, les succions ont été prises une dernière fois avec un capteur de type Watermark. Ensuite, deux tranchées ont été effectuées sur chaque cellule à l'aide de la pelle mécanique. À l'intérieur de ces tranchées, des essais au cône de sable

ont été effectués à différentes élévations dans la couche de résidus (figures 4.15 à 4.18). L'essai au cône de sable consiste en l'utilisation d'un matériel étalonné en laboratoire afin de mesurer le volume d'un trou formé par un cône sur le terrain. Cet essai est normé par la norme BNQ 2501-060/2011 (Canada, 2017). Les étapes de l'essai se résument comme suit :

- Le sable est étalonné en laboratoire pour obtenir sa masse volumique.
- Le sol nivelé aux endroits choisis et la plaque de base est posée sur la surface.
- Du sable est placé dans l'appareil et pesé.
- Un trou est creusé à l'intérieur de l'ouverture de la plaque et la valve de l'appareil est ouverte pour laisser s'écouler le sable à l'intérieur de l'ouverture. Tout le matériel prélevé du trou est conservé pour déterminer les masses humide et sèche.
- L'appareil est pesé avec le sable restant pour déterminer la quantité de sable utilisé pour remplir le trou.

Des calculs simples sont effectués afin de déterminer la teneur en eau volumique, la masse volumique sèche et humide et la porosité (les formules sont disponibles dans la norme BNQ 2501-060/2011 (Canada, 2017)).



Figure 4.15 : Plaque utilisée pour l'essai au cône de sable



Figure 4.16 : Tranchée effectuée dans le recouvrement d'une des cellules



Figure 4.17 : Couche de rétention d'eau de la cellule CS2 (photo prise dans une des tranchées effectuées lors du démantèlement)



Figure 4.18 : Pesée effectuée lors d'un essai au cône de sable

CHAPITRE 5 RÉSULTATS DES ESSAIS ET MESURES SUR LE TERRAIN

Des essais et les mesures sur le terrain ont été effectués afin d’atteindre l’objectif principal du mémoire qui consiste à évaluer l’efficacité à contrôler la migration de l’oxygène de recouvrements de type CEBC placés sur une halde à stériles de grande dimension (cas de la halde MCM). La première étape a consisté à évaluer l’état initial des couches des recouvrements à l’aide de mesures de teneurs en eau et de porosités en place. Des mesures de succions et de teneurs en eau volumiques dans les différentes couches des recouvrements testés ont ensuite été utilisées pour comprendre le comportement hydrogéologique des deux CEBC en mettant particulièrement l’emphase sur la couche de rétention d’eau. Des valeurs post-démantèlement ont également été utilisées pour valider les valeurs mesurées par les senseurs. L’objectif ici est de vérifier de manière indirecte (i.e. à partir de la distribution de l’eau dans les couches du recouvrement) si le recouvrement est efficace pour limiter la diffusion d’oxygène. La migration de l’oxygène dans le recouvrement a ensuite été évaluée par des essais de diffusion/consommation d’oxygène.

Dans ce qui suit, les résultats de ces essais et mesures sont d’abord présentés, suivi d’une interprétation globale afin de statuer sur la capacité des recouvrements testés à contrôler la migration de l’oxygène à court terme. Certaines limitations et incertitudes en lien avec les résultats présentés sont discutés à la fin de ce chapitre.

5.1 Comportement hydrogéologique

5.1.1 Teneur en eau et porosité de mise en place

Lors de la construction des cellules, des échantillons ont été prélevés dans chacune des couches des recouvrements afin de connaître les propriétés (teneurs en eau et porosité) et la variabilité des matériaux en place. Les échantillons ont été préparés tel que décrit à la section 3.2.1. Le tableau 5.1 présente les différents échantillons prélevés.

Tableau 5.1: Description des échantillons prélevés

Cellules	Matériaux	Nombre d'échantillons prélevés
CS2- CEBC	CPO (0,3m)	10 à différents points dans la couche
	Résidus MCM (1m)	10 à différents points dans les couches de dépositions de 0,5m
	CPO (0,5m)	5 à différents points dans la couche
CS3 - Bicouche	CPO (0,3m)	10 à différents points dans la couche
	Résidus MCM (1,8m)	18 à différents points dans les couches de dépositions de 0,5m

Les échantillons ont été prélevés avec la méthode de l'anneau. Cette méthode consiste à insérer un anneau ayant un côté biseauté dans le sol pour le remplir de matériel en essayant de remanier celui-ci le moins possible. Le matériel est ensuite amené au laboratoire où il est pesé, puis séché. Le volume de l'anneau étant connu, les valeurs de w_n , n , θ et ρ_d peuvent être calculées à l'aide des relations masse-volume, en connaissant la valeur de D_r . Les tableaux 5.2 et 5.3 montrent les valeurs obtenues pour ces différents paramètres.

Les résultats présentés au tableau 5.2 montrent qu'au moment de la mise en place, les valeurs de teneurs en eau volumiques dans les résidus miniers se situent entre 0,27 et 0,43 et que la porosité moyenne est de 0,44 dans la cellule CS2. Les valeurs minimales et maximales de la porosité pour cette cellule sont respectivement de 0,38 et de 0,53. Ainsi, la porosité est légèrement plus faible à une profondeur de 1,2m qu'à celle de 1m. Pour la cellule CS3 (tableau 5.3), les valeurs de teneurs en eau volumiques se situent entre 0,23 et 0,30 et la porosité moyenne est de 0,48. Les valeurs minimales et maximales de porosités correspondent respectivement à 0,42 et 0,53. Les valeurs moyennes sont semblables pour les profondeurs de 0,5m, 0,9m et 1,3m et elles sont plus faibles à une profondeur de 1,7m. Ainsi, le S_r moyen est de 0,71 pour la cellule CS2 et de 0,54 pour la cellule CS3. Les variations des valeurs de teneurs en eau volumiques dans les couches d'une même cellule sont d'environ 10 % dans la CS2 et de 5 % dans la CS3. Les teneurs en eau volumiques moyennes de mise en place sont plus faibles dans la cellule CS3 (0,26) que dans la cellule

CS2 (0,31). La porosité moyenne est plus élevée dans la cellule CS3 (0,48) que dans la cellule CS2 (0,44).

Tableau 5.2 : Valeurs des paramètres w_n , θ , n et S_r pour les résidus miniers lors de la construction de la cellule CS2

Profondeur (m)	w_n (-)	θ (-)	Moyenne de θ (-)	n (-)	Moyenne de n (-)	S_r (%)
1	0,39	0,43	0,31	0,43	0,47	100
	0,21	0,27		0,45		61
	0,30	0,36		0,44		81
	0,20	0,23		0,49		48
	0,27	0,27		0,53		51
1,2	0,24	0,33	0,30	0,40	0,42	82
	0,23	0,31		0,40		78
	0,23	0,27		0,48		56
	0,22	0,31		0,38		80
	0,23	0,30		0,43		71
Moyenne	0,25	0,31		0,44		71

Tableau 5.3: Valeurs des paramètres w_n , θ , n et S_r pour les résidus miniers lors de la construction de la cellule CS3

Profondeur (m)	w_n (-)	θ (-)	Moyenne de θ (-)	n (-)	Moyenne de n (-)	S_r (%)
0,5	0,22	0,24	0,25	0,52	0,50	47
	0,25	0,27		0,52		51
	0,20	0,25		0,48		51
	0,21	0,24		0,50		48
	0,22	0,27		0,46		59
0,9	0,21	0,25	0,26	0,48	0,49	53
	0,23	0,30		0,43		69
	0,21	0,24		0,52		46
	0,21	0,23		0,53		44
	0,21	0,26		0,47		55
1,3	0,22	0,26	0,26	0,49	0,51	54
	0,24	0,26		0,52		49
	0,24	0,25		0,53		48
1,7	0,23	0,29	0,27	0,46	0,46	63
	0,21	0,27		0,45		60
	0,21	0,28		0,42		68
	0,21	0,25		0,50		49
	0,21	0,27		0,45		59
Moyenne	0,22	0,26		0,48		54

Les résultats pour le CPO utilisé comme matériel de la couche de bris capillaire sont présentés au tableau 5.4. Les valeurs de w_n varient entre 0,018 et 0,03 pour la cellule CS2 et de 0,010 à 0,015 pour la cellule CS3 pour les stériles CPO. Étant donné la taille des particules (0-38 mm), il n'a pas été possible de réaliser des tests à l'aide de la méthode de l'anneau; il n'y a donc pas de valeurs de porosité et de teneur en eau volumique initiale.

Tableau 5.4 : Teneurs en eau massiques pour le CPO

Profondeur (m)	w_n (-)	Moyenne (-)
CS2		
0,2	0,019	0,024
	0,029	
1,8	0,019	0,018
	0,018	
Total		0,021
CS3		
2	0,010	0,013
	0,015	
	0,015	
	0,013	
Total		0,013

5.1.2 Teneur en eau volumique et succion

Les figures 5.1 à 5.4 présentent l'ensemble des valeurs de succions et de teneurs en eau volumiques mesurées au cours de la période qui s'étale des 2015 à 2017. À partir du mois de septembre 2016, les succions ont été mesurées ponctuellement (une à deux fois par mois) avec un appareil de lecture relié aux sondes Watermark en raison de la défaillance des systèmes d'acquisition. C'est pour cette raison que les données ne sont plus présentées de façon continue à partir de cette période. De plus, il est important de mentionner que les succions dépassant 50 kPa n'ont pas été présentées dans les figures 5.3 et 5.4, bien que plusieurs valeurs étaient entre 50 et 250 kPa, principalement durant les périodes de gel. Dans ces conditions, le capteur est gelé et sa réponse ne correspond pas à la valeur réelle de la succion. Les figures 5.5 (a et b) et 5.6 (a et b) montrent des profils de teneurs en eau volumiques et des succions à des dates considérées représentatives des extrêmes (une à l'été et une à l'automne). Les valeurs présentées sur ces profils sont celles d'une journée considérée représentative pour chaque mois; il ne s'agit pas d'une moyenne des données de chaque mois.

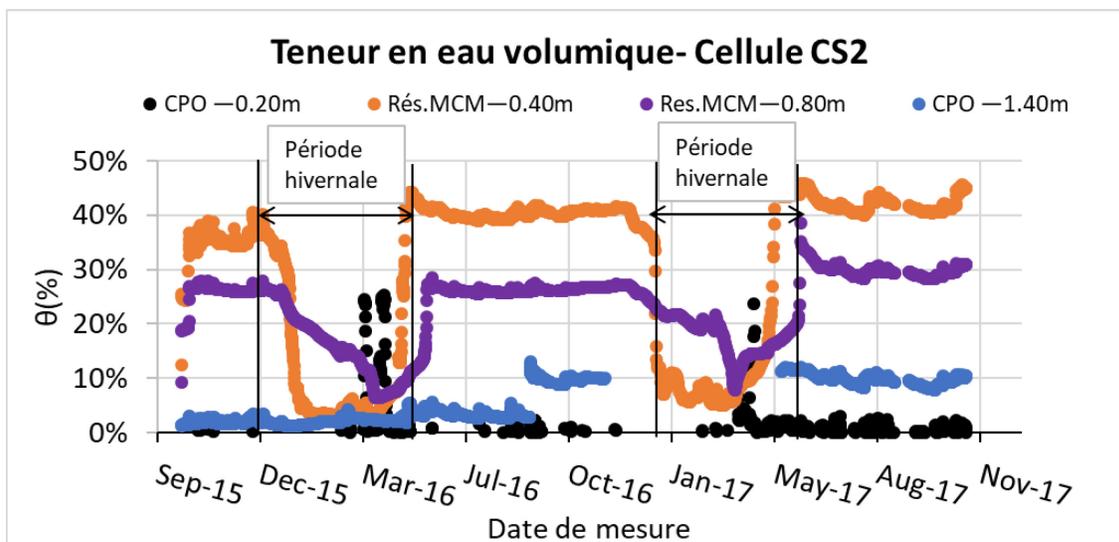


Figure 5.1: Évolution des teneurs en eau volumiques au sein de la cellule CS2 pour les années 2015 à 2017

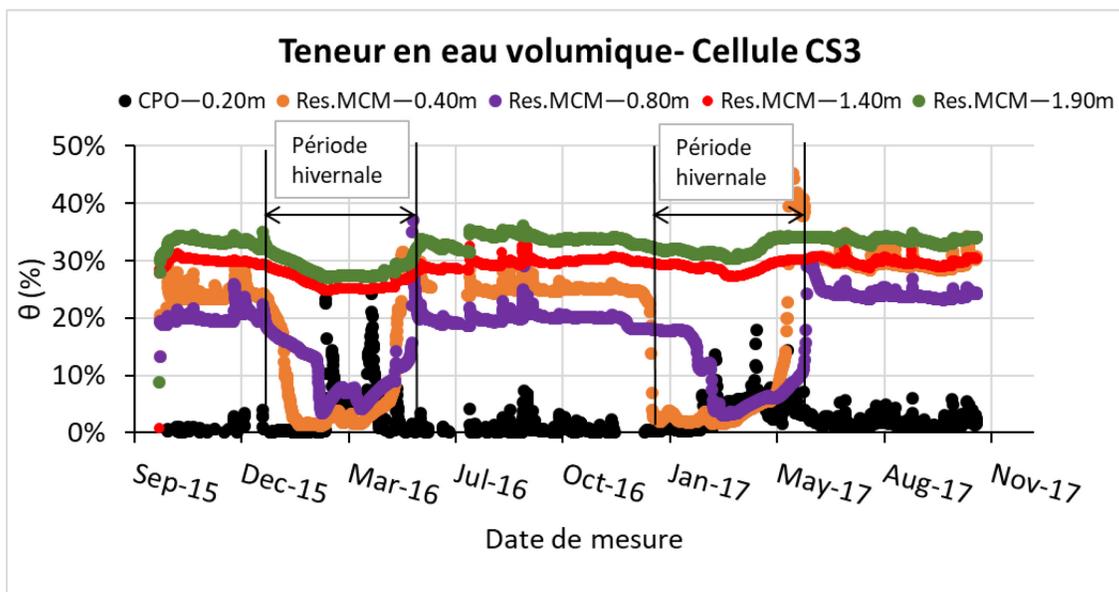


Figure 5.2 : Évolution des teneurs en eau volumiques au sein de la cellule CS3 pour les années 2015 et 2016

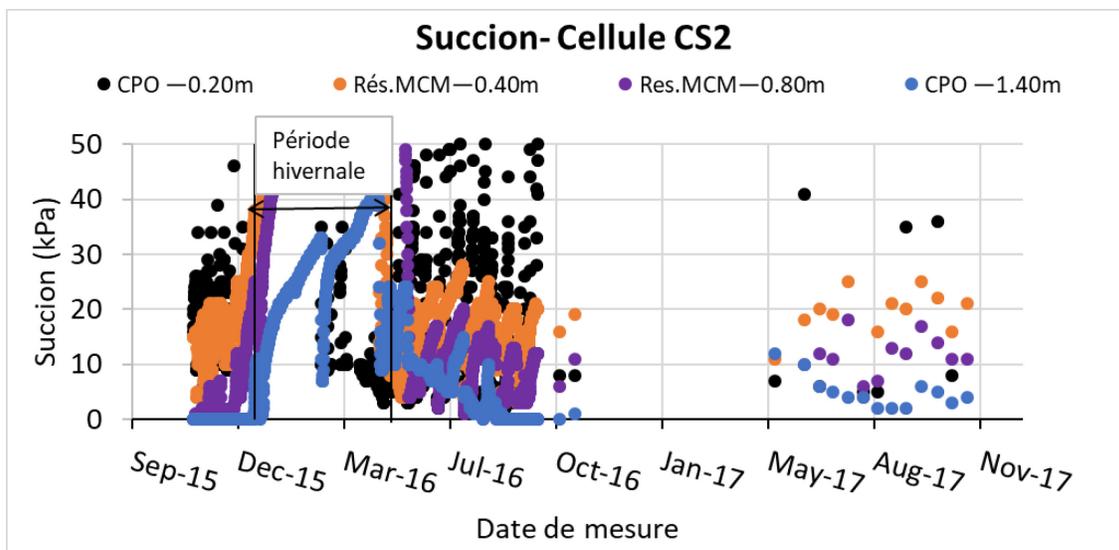


Figure 5.3 : Évolution des succions dans la cellule CS2 pour les années 2015 à 2017

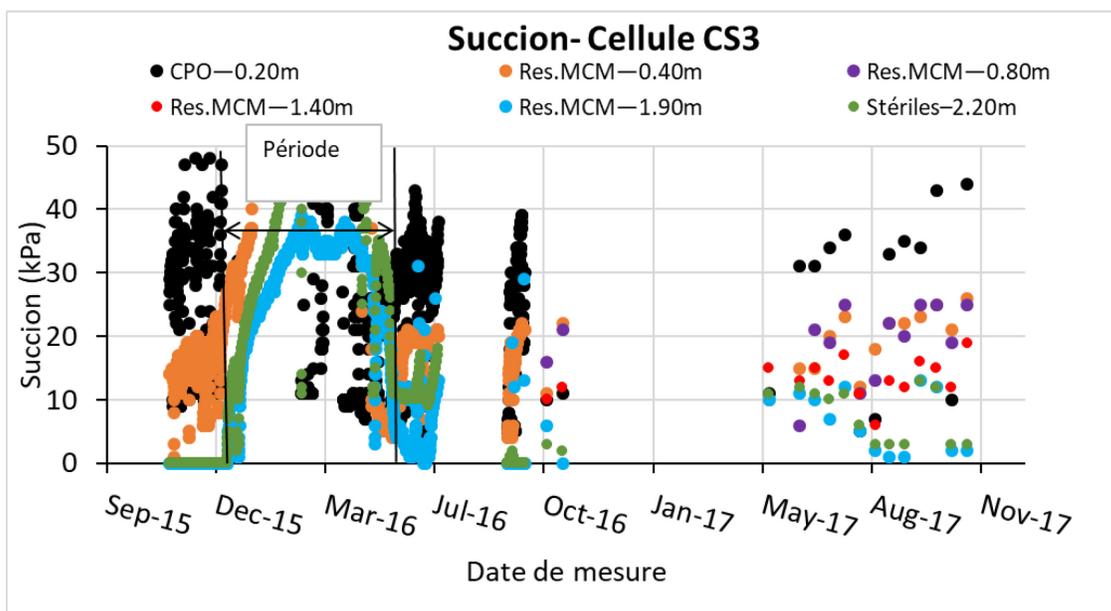


Figure 5.4 : Évolution des succions dans la cellule CS3 pour les années 2015 à 2017

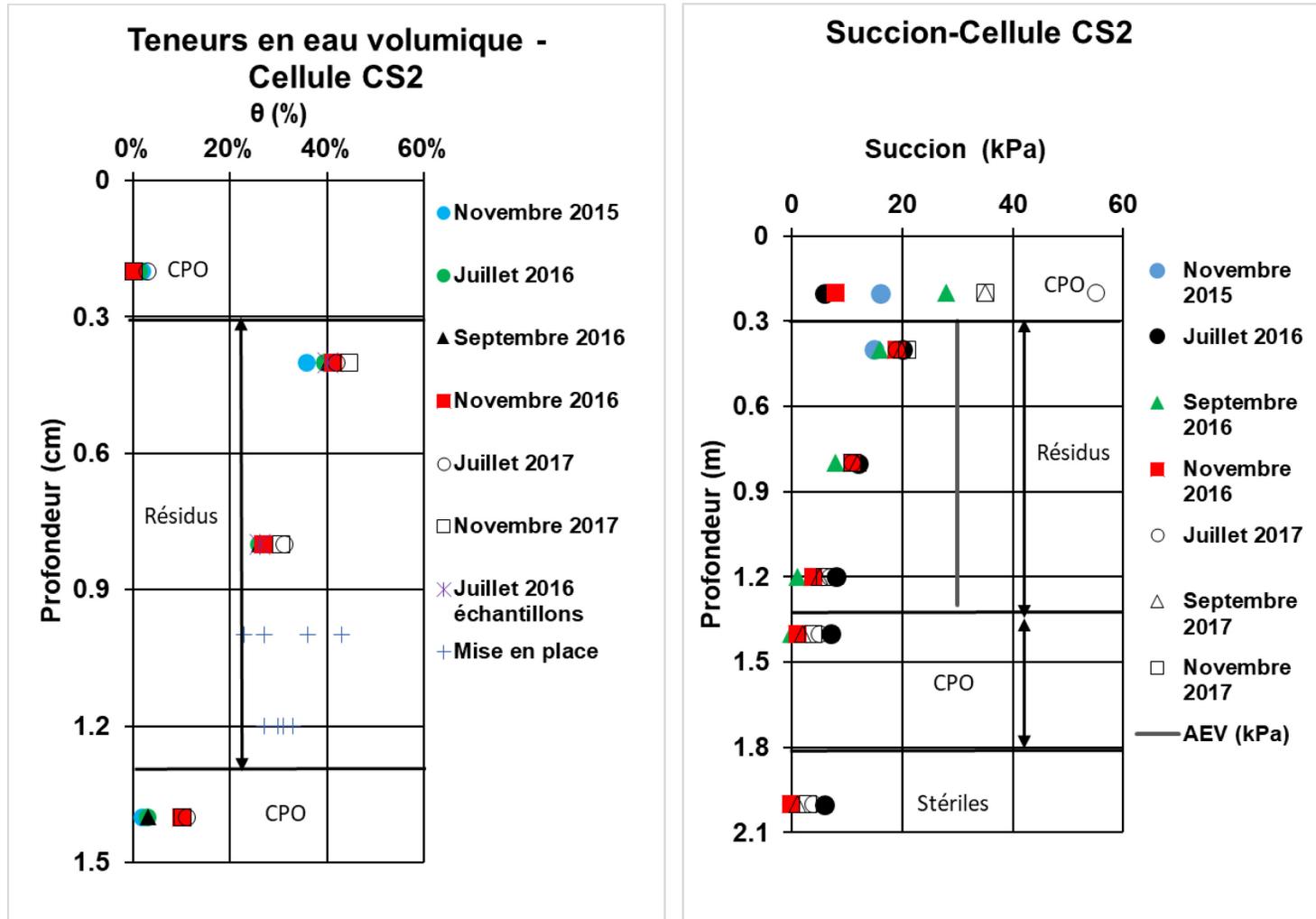


Figure 5.5 a et b: a) Profil de teneur en eau volumique de la cellule CS2 pour les années 2015 à 2017 b) Profil de succion de la cellule CS2 pour les années 2015 à 2017

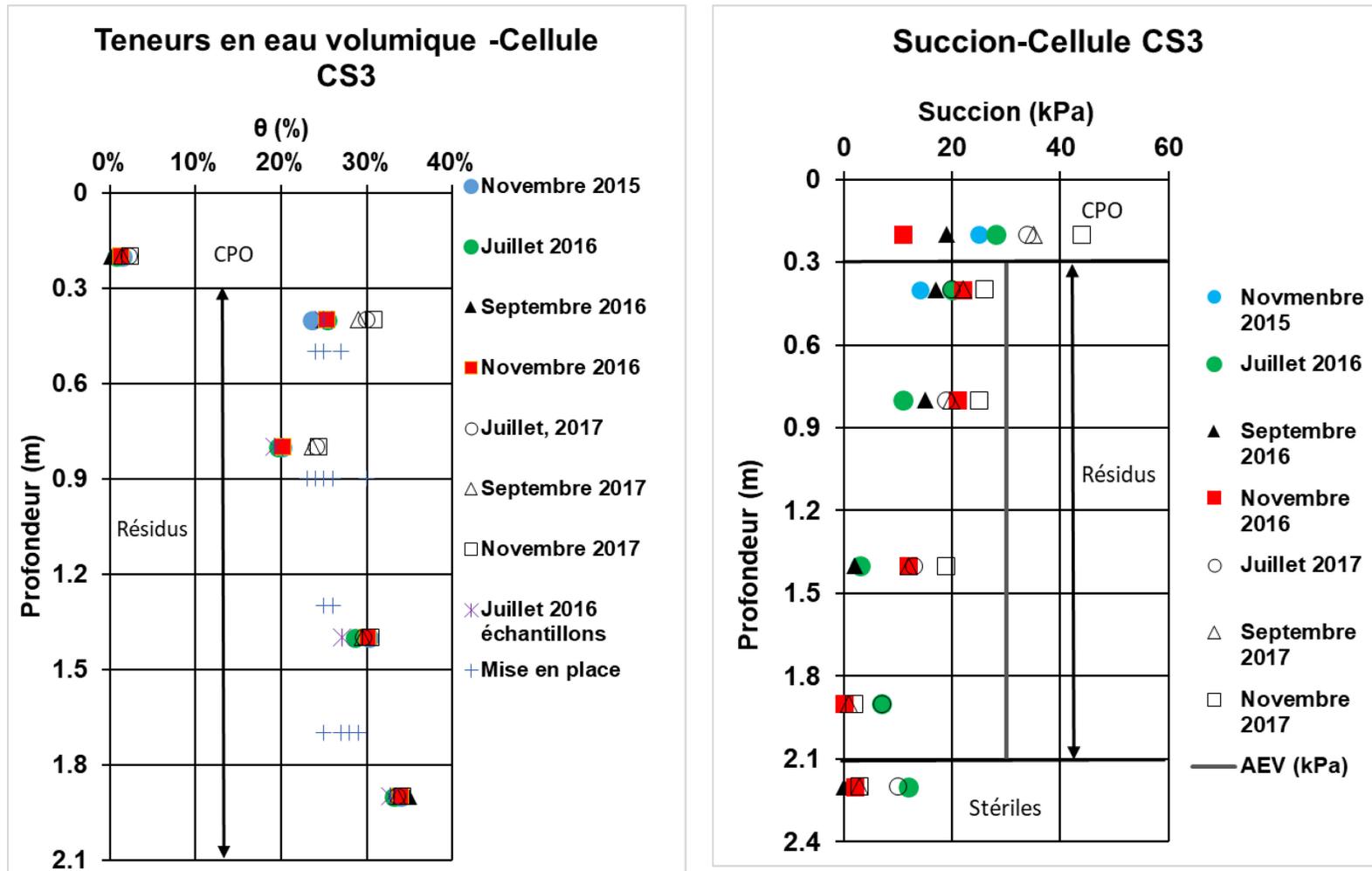


Figure 5.6 a et b : a) Profil de teneur en eau volumique de la cellule CS3 pour les années 2015 à 2017 b) Profil de succion de la cellule CS3 pour les années 2015 à 2017

Dans la cellule CS2, les valeurs de teneurs en eau volumiques de la couche de rétention d'eau varient peu durant les mois où le recouvrement n'est pas gelé. Les valeurs de teneurs en eau volumiques sont plus faibles durant l'hiver pour toutes les profondeurs de mesures étant donné le gel du sol. Ainsi, durant la période de gel, les mesures réalisées par les sondes correspondent uniquement à la fraction de l'eau non gelée de l'eau (une partie de l'eau est sous forme de glace), donc elles ne sont pas utilisées dans l'interprétation. Entre le mois de juin 2016 et le mois de novembre 2017, la moyenne des valeurs de teneurs en eau volumiques, est de 0,41 à la profondeur de 0,4m et de 0,28 à la profondeur de 0,8 m. Les valeurs minimales et maximales pour la même période de temps sont respectivement de 0,39 et 0,46 à une profondeur de 0,4m et de 0,26 et 0,35 à 0,8 m. Les valeurs ont tendance à augmenter au courant des deux années de mesures. Elles sont à leur valeur la plus élevée vers la fin de l'année 2017. Selon la majorité des données récoltées, la teneur en eau volumique est plus élevée dans le haut de la couche de résidus miniers. Les teneurs en eau volumiques mesurées lors de la mise en place des cellules sont également présentées sur le profil. Les teneurs en eau volumiques dans la couche de CPO sont en dessous de 0,03 durant toute l'année dans la couche du dessus (couche de protection) et entre 0,03 et 0,13 dans la couche de CPO de dessous (bris capillaire, moyenne de 0,07).

Les succions récoltées avec les senseurs dans les stériles CPO de la couche de protection sont très étalées puisque qu'elle reçoit les précipitations et est sujette à l'évaporation. En considérant seulement les valeurs récoltées durant les mois où le sol n'est pas gelé, les succions sont entre 5 et 41 kPa (moyenne de 16 kPa). Pour la couche de CPO qui sert de bris capillaire (sous la couche de rétention d'eau), les succions mesurées durant la période sans gel se situent entre 0 et 12 kPa pour une moyenne de 4 kPa. Le senseur placé dans les stériles sous la cellule montre des succions entre 0 et 11 kPa (moyenne de 3 kPa). Les succions mesurées dans la couche de rétention d'eau, pour la même période, varient entre 4 et 25 kPa (moyenne de 18 kPa) pour la profondeur de 0,4 m, entre 6 et 18 kPa (moyenne de 11 kPa) pour la profondeur 0,8 m et entre 1 et 15 kPa (moyenne de 7 kPa) pour la profondeur de 1,2m.

Pour la cellule CS3, les valeurs de teneurs en eau volumiques varient peu au cours de la durée de la prise de donnée en profondeur dans la couche de rétention d'eau, alors qu'elles augmentent avec le temps dans la moitié supérieure de cette couche. Plus spécifiquement, entre les mois de juin 2016 et de novembre 2017, les valeurs de teneurs en eau volumiques sont entre 0,31 et 0,36 (moyenne de 0,34) à 1,9 m de profondeur, entre 0,28 et 0,34 (moyenne de 0,30) à 1,4 m de profondeur, entre

0,19 et 0,30 (moyenne de 0,22) à 0,8 m de profondeur et entre 0,24 et 0,35 (moyenne de 0,27) à 0,4m de profondeur. Dans la couche de protection au-dessus des résidus miniers, les teneurs en eau volumiques sont entre 0 et 0,07 (moyenne de 0,02).

Quant aux suctions mesurées dans la cellule CS3, en considérant seulement les données ponctuelles récoltées mensuellement durant les mois où le sol n'est pas gelé, elles varient dans la couche de rétention d'eau entre 0 et 26 kPa. Le capteur au bas de cette couche, à une profondeur de 1,9m, montre des valeurs de suctions entre 0 et 13 kPa (moyenne de 6 kPa), celui à une profondeur de 1,4m montre des valeurs entre 6 et 25 kPa (moyenne de 14 kPa), celui à une profondeur de 0,8m montre des suctions entre 6 et 25 kPa (moyenne de 19 kPa) alors que celui dans le haut de la couche à une profondeur de 0,4m indique des valeurs entre 10 et 26 kPa (moyenne de 19 kPa).

La qualité des valeurs de teneurs en eau volumiques mesurées a été vérifiée le 12 juillet 2016 à l'aide d'un échantillonnage effectué dans une tranchée creusée avec une pelle mécanique dans chaque cellule. La technique utilisée est similaire à celle utilisée lors des mesures après construction. Pour les deux cellules, les échantillons prélevés montrent des valeurs de teneurs en eau volumiques presque identiques à celles données par les capteurs. Ces valeurs sont identifiées « Juillet 2016 Échantillons » dans les profils de teneurs en eau volumiques (figures 5.5a et 5.6a).

5.1.3 Démantèlement des cellules

À la fin de la durée de vie des cellules, un démantèlement a été effectué afin de valider les mesures prises par les capteurs de teneurs en eau volumiques et pour déterminer de façon plus précise la plage de variation de la porosité en place. Le démantèlement a été effectué tel que décrit à la section 5.1.3.

Les résultats obtenus avec la méthode du cône de sable, permettant de déterminer la teneur en eau volumique et la porosité en place, sont présentés au tableau 5.5. Pour la cellule CS2, les porosités sont entre 0,36 et 0,49 pour les différentes profondeurs où les tests ont été réalisés. La porosité obtenue pour la profondeur de 0,65m semble être erronée (les observations visuelles de terrain n'indiquent pas une différence aussi significative au niveau de l'état en place) et ne sera pas considérée dans l'interprétation. Les teneurs en eau volumiques mesurées sont entre 0,27 et 0,39. Les résultats concordent bien avec ceux obtenus avec les capteurs qui sont de l'ordre de 0,30 (voir

figure 5.7a). Les teneurs en eau volumiques mesurées avec le cône de sable provenant des échantillons prélevés en profondeur (environ 1m) montrent des valeurs plus élevées que dans le haut de la couche de rétention d'eau, ce qui est attendu pour une CEBC. Pour la cellule CS3, les valeurs de porosités sont entre 0,40 et 0,50 et celles de teneurs en eau volumiques sont entre 0,30 et 0,35. Ces dernières sont légèrement supérieures à celles obtenues avec les senseurs (voir figure 5.7b).

Tableau 5.5 : Résultats obtenus avec la méthode du cône de sable au démantèlement

Profondeur	Teneur en eau massique (m_w/m_s)	θ	ρ_d	$n (1-\rho_d/\rho_s)$
m	-	-	g/cm)	-
Cellule CS2				
0,4	0,23	0,39	1,75	0,36
0,65	0,22	0,27	1,13	0,59
0,95	0,24	0,32	1,45	0,47
0,95	0,24	0,33	1,40	0,49
Cellule CS3				
0,6	0,23	0,33	1,47	0,47
0,6	0,23	0,33	1,49	0,46
0,85	0,23	0,35	1,66	0,40
1	0,23	0,32	1,41	0,49
1,2	0,21	0,30	1,36	0,50
1,2	0,21	0,33	1,55	0,44

*avec $D_r = 2,76$ (section 3.1.2.3)

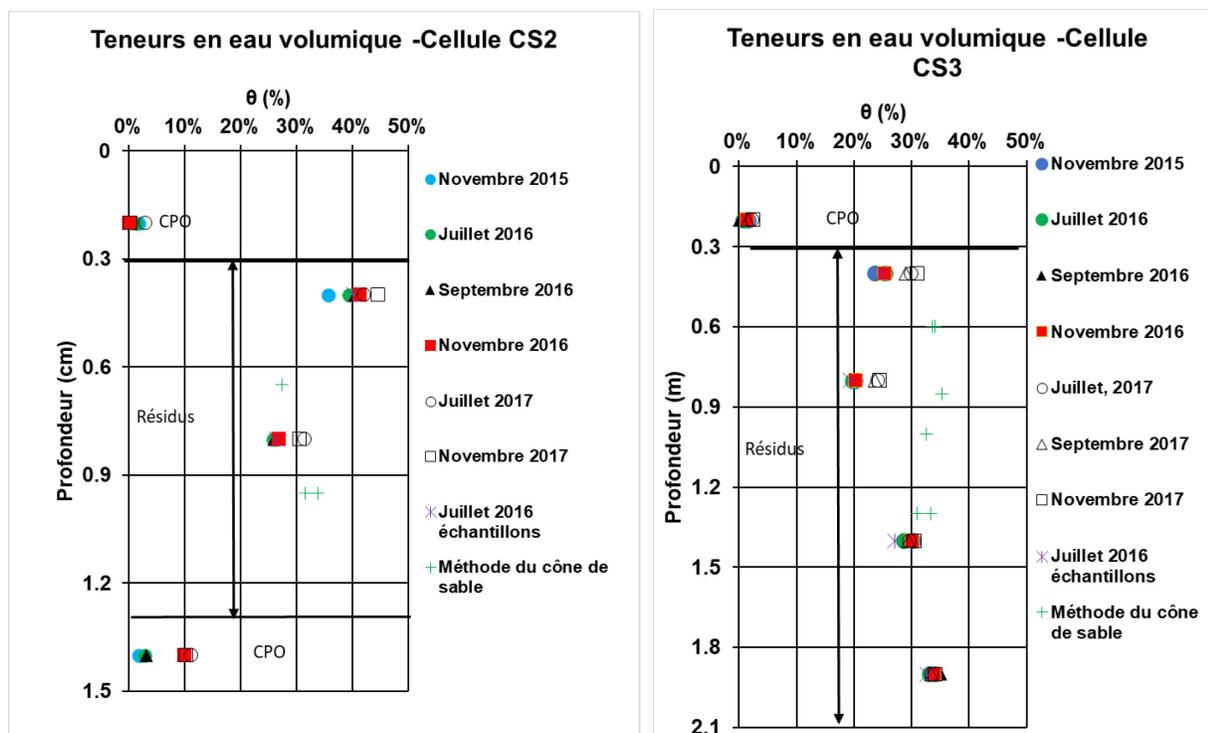


Figure 5.7 a et b: a) Profil de teneur en eau volumique pour la cellule CS2 b) Profil de teneur en eau volumique pour la cellule CS3

5.1.4 Degré de saturation

Le degré de saturation de la couche de rétention d'eau est utilisé pour vérifier l'efficacité d'une CEBC puisqu'il permet de calculer le paramètre D_e qui est intégré dans la loi de Fick pour calculer le flux d'oxygène (section 2.2.1). Tel que mentionné précédemment, au-delà d'un degré de saturation de 85% (Mbonimpa et al., 2002a, 2003; MEND, 2004), une CEBC est considérée comme efficace. Le degré de saturation est calculé à partir des valeurs de porosités et de teneurs en eau volumiques ($S_r = \theta/n$). Pour la cellule CS2, les résultats obtenus lors de la mise en place (section 5.1.1) montrent une porosité entre 0,38 et 0,48 pour les profondeurs de 1m et de 1,5m. La moyenne de ces valeurs est de 0,44. La porosité moyenne lors du démantèlement avec l'essai au cône de sable est également de 0,44. La porosité utilisée pour calculer le degré de saturation des stériles CPO a été déterminé à partir des planches d'essai construites près des cellules de terrain. Ces planches ont été construites avec le même matériel et compacté avec le même équipement que celui

utilisé lors de la construction des cellules. La porosité des CPO considérée est la même pour les deux cellules, soit 0,32.

La figure 5.8a montre les valeurs de degré de saturation pour les teneurs en eau volumiques de la cellule CS2 en considérant une porosité de 0,44. Les teneurs en eau volumiques représentant chaque mois de prise de données sont utilisées pour calculer le degré de saturation. Les résultats des calculs montrent que les valeurs obtenues correspondent à des degrés de saturation entre 59 et 71% pour la profondeur de 0,8m et entre 81 et 100% pour une profondeur de 0,4m. Pour la profondeur de 0,8m, il est à noter que la teneur en eau volumique augmente avec le temps, donc la valeur de 71% correspond aux données récoltées durant le mois de juillet 2017 et plus tard. Puisque le senseur de teneurs en eau volumiques montrait des données erronées pour une profondeur de 1,2m, les valeurs obtenues avec la méthode du cône de sable lors du démantèlement à une profondeur d'environ 1m sont utilisées pour calculer un degré de saturation ponctuel. Pour cette profondeur, les teneurs en eau volumiques étaient de 0,32 et 0,34 en novembre 2017, ce qui correspond à des degrés de saturation de 72 et 77% pour une porosité moyenne de 0,44.

Pour la cellule CS3, les résultats montrés à la section 5.1.1 et obtenus lors de la mise en place des cellules, montrent des porosités entre 0,42 et 0,53 pour une moyenne de 0,48. La moyenne des mesures obtenues avec l'essai au cône de sable lors du démantèlement est de 0,46. La figure 5.8b montre le profil du degré de saturation en considérant une porosité de 0,48 dans les résidus miniers. Pour cette porosité et pour les valeurs de teneurs en eau volumiques représentant les données de chaque mois sur le profil, le degré de saturation au bas de la couche de rétention d'eau (profondeur de 1,9m) est entre 69 et 73%, il est entre 60 et 63% à 1,4m de profondeur, il est entre 41 et 50% à 0,8m de profondeur et il est entre 49 et 64% à 0,4m de profondeur.

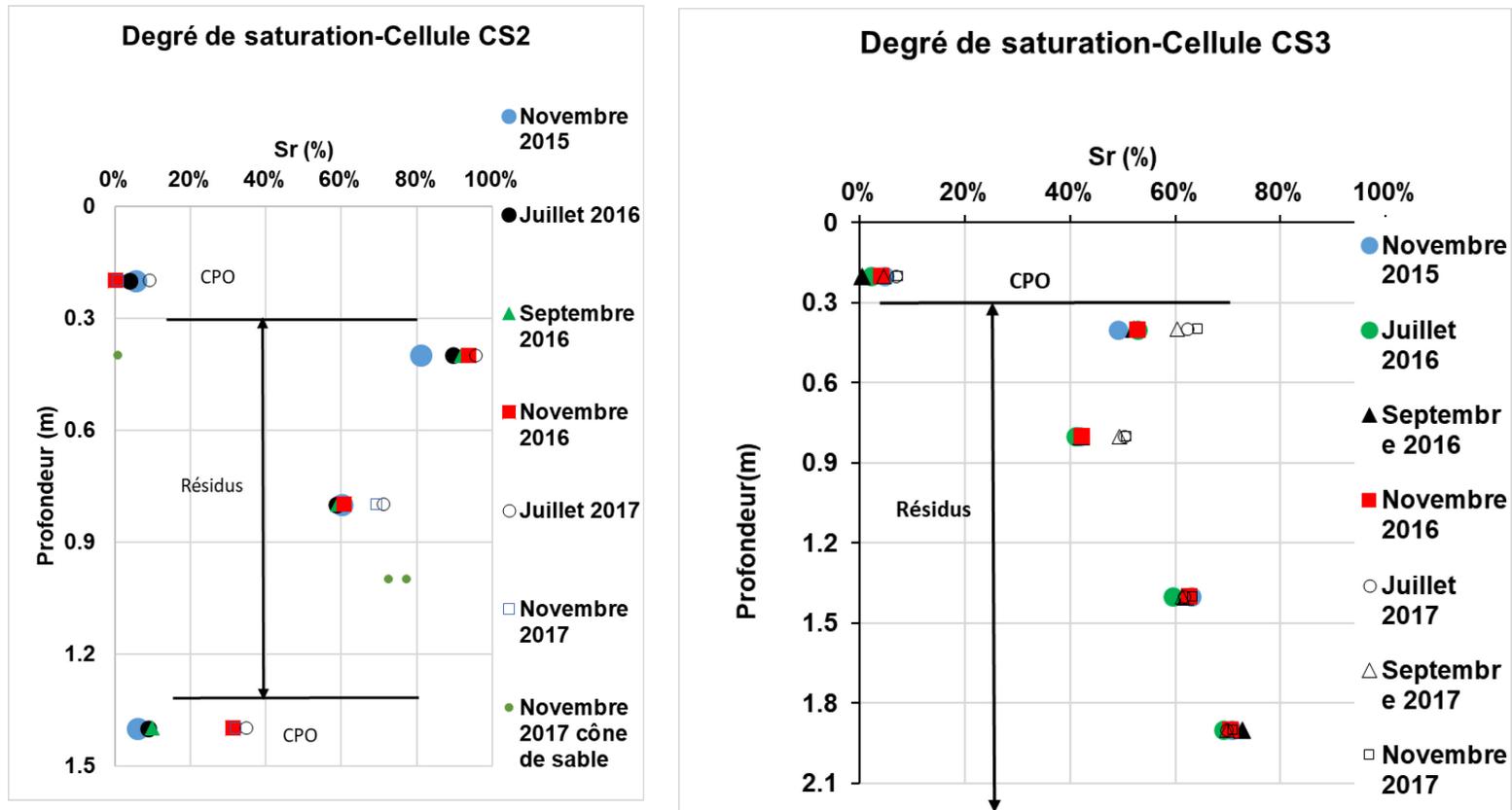


Figure 5.8 a et b : a) Profil de degré de saturation pour la cellule CS2 pour une porosité de 0,44 b) Profil de degré de saturation pour la cellule CS3 pour une porosité de 0,48

5.2 Essai de diffusion/consommation d'oxygène

Des essais de diffusion/consommation d'oxygène ont été effectués sur les cellules tel que discuté à la section 4.5.1. L'objectif est d'évaluer la capacité des recouvrements testés à contrôler la migration de l'oxygène. Pour chaque essai, des courbes de diminution de la concentration d'oxygène dans le réservoir en fonction du temps ont été obtenues. Les coefficients de diffusion apparents D^* et les D_e ont pu être estimés avec le logiciel Pollute V07 (Pollute) en ajustant les courbes obtenues avec celle du logiciel.

5.2.1 Paramètres utilisés et conditions frontières

Pour effectuer ces simulations, le ρ_d , la porosité équivalente (calculée à partir du degré de saturation et de la porosité) doivent être connus et entrés dans le logiciel. Le D^* et la demi-vie ($T_{1/2}$) doivent également être entrés. La demi-vie peut être obtenue à partir du K_r^* ($K_r^* = \ln(2)/T_{1/2}$). Le K_r^* peut être calculé à partir du K_r et de la porosité équivalente. Le ρ_d a été déterminé lors de la caractérisation physique des matériaux. Étant donné que plusieurs solutions pour les K_r^* et les D^* permettent d'ajuster la courbe obtenue à l'aide de Pollute à celle des mesures réalisées lors des essais de diffusion/consommation d'oxygène, le K_r a été fixé pour toutes les simulations afin de pouvoir comparer les essais, alors que le K_r^* variaient en fonction de la porosité équivalente. Des conditions frontières de flux et des conditions initiales de concentration d'oxygène doivent également être entrées dans le logiciel. Cette section présente les différents paramètres entrés ainsi que les conditions frontières et initiales utilisées.

5.2.1.1 Coefficient du taux de réaction de l'oxygène (K_r)

Le K_r utilisé est celui obtenu dans l'essai à deux réservoir effectué avec un degré de saturation de 0,70 (section 3.2.3.3); cette valeur est de $1,5 \times 10^{-3} \text{ hr}^{-1}$. Bien que le K_r ne devrait pas varier pour les degrés de saturation testés, le K_r obtenu au laboratoire pour le degré de saturation de 0,4 était de $1 \times 10^{-2} \text{ hr}^{-1}$ et celui obtenu avec le degré de saturation de 0,8 était de $1 \times 10^{-4} \text{ hr}^{-1}$ (voir section 3.2.3.3). La valeur retenue (degré de saturation de 0,70) est donc entre les deux extrêmes et se rapproche davantage de la valeur estimée à l'aide du modèle de Colin (1987).

5.2.1.2 Concentration initiale d'oxygène

Étant donné que la calibration des sondes S0-110 utilisées pour mesurer la concentration d'oxygène a été effectuée en laboratoire avant qu'elles ne soient amenées sur le terrain, la concentration initiale mesurée dans les réservoirs n'est pas nécessairement de $0,278 \text{ kg/m}^3$ (20,9 %) une fois calibrée. La concentration initiale entrée dans Pollute a donc été ajustée pour égaler celle obtenue avec les sondes.

La concentration initiale dans les pores du matériel utilisée pour les modélisations est de $0,278 \text{ kg/m}^3$. L'hypothèse fréquemment utilisée dans le domaine consiste à utiliser une valeur initiale de 0 kg/m^3 dans les pores. Cette donnée a une influence sur le flux d'oxygène dans les premières heures de l'essai alors qu'elle a moins d'influence sur la pente à long terme. Dagenais et al. (2012), mentionne que lorsque la condition initiale est de 0 % d'oxygène, les D^* ont tendance à être inférieurs au cas où elle utilise un profil de concentration d'oxygène plus réaliste. Cela a été étudié également pour quelques essais pour ce mémoire et nous avons obtenu des résultats semblables. À titre d'exemple, l'essai de septembre 2016 dans la cellule CS2 a été testé pour une condition initiale dans les pores des résidus à 0% et à 20,9%. Pour cet essai, lorsque tous les autres paramètres sont fixés, le D^* permettant de s'ajuster à la courbe obtenue sur le terrain est de $1 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ pour la simulation où l'oxygène dans les pores est de 20,9% et est de $3 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ pour la simulation où l'oxygène dans les pores est de 0%. L'impact est donc considéré minime. Afin de respecter les valeurs obtenues lors des mesures d'oxygène interstitiel sur le terrain (présentée à l'annexe C), la concentration initiale d'oxygène dans les pores est fixée à 20,9%.

5.2.1.3 Conditions frontières

Généralement, pour les essais de consommation d'oxygène, la condition frontière utilisée au bas du cylindre dans Pollute est une condition de flux nul (zéro flux) (Dagenais et al., 2012, Éthier, 2018, Larochelle, 2018). Pour ces études, les recouvrements sont directement installés sur des résidus générateurs d'acide, donc l'hypothèse, considérée comme conservatrice, est qu'il y a consommation immédiate et totale de l'oxygène par les résidus réactifs. Par ailleurs, dans le cas présent, les recouvrements sont installés sur une halde à stériles contenant des stériles ayant un faible potentiel de génération d'acide à long terme (voir section 3.2.2 et Elghali et al., 2019). De plus, il y a peu d'eau disponible pour la réaction ($S_r=2\%$). La condition frontière utilisée au bas est donc une épaisseur infinie pour laquelle les propriétés des matériaux au bas du modèle sont

appliqués à une épaisseur infinie (avec 20,9% d'oxygène sur toute l'épaisseur). Ce cas représente mieux la réalité. La condition frontière appliquée au-dessus du réservoir est un flux nul, étant donné que le réservoir est fermé et étanche durant l'essai. Cette configuration de l'essai considère que le transport de l'oxygène résulte seulement de la consommation par les sulfures présents dans les résidus de la couche de rétention d'eau.

5.2.1.4 Géométrie du modèle

La couche de protection des recouvrements (0,3 m de CPO) est entrée dans le modèle avec les propriétés réelles du matériel. Par ailleurs, aucun coefficient de réaction de l'oxygène n'est considéré étant donné que cette couche ne contient pas ou peu d'eau et que les stériles CPO de la MCM sont très peu réactifs (Elghali et al., 2019). L'épaisseur de la couche de rétention d'eau dans la cellule CS2 est de 1 m et celle de la cellule CS3 est de 1,8 m. La figure 5.9 montre le modèle pour la cellule CS2. La hauteur du cylindre est également entrée dans le modèle.

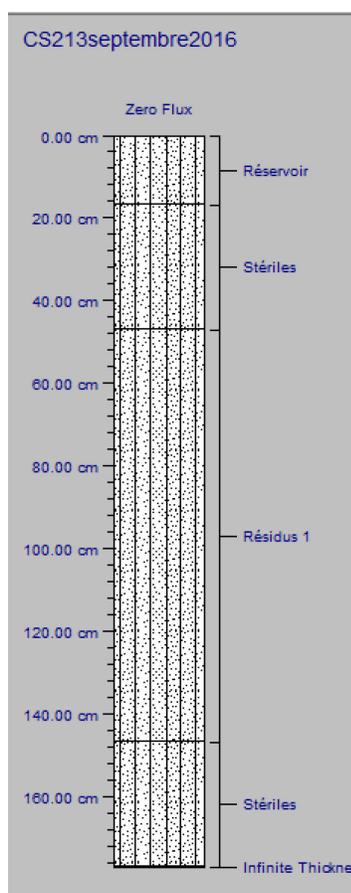


Figure 5.9: Exemple de modèle en une dimension représentant le réservoir de la cellule CS2

5.2.1.5 Porosité équivalente (degré de saturation)

Pour les modélisations, le système testés est un système «équivalent homogène» au système réel représentant les conditions de terrain avec un degré de saturation moyen pour toute la couche de rétention d'eau. Dans la réalité, les teneurs en eau volumiques sont hétérogènes et ne sont pas mesurées à toutes les profondeurs, donc le degré de saturation n'est pas uniforme. Ainsi, étant donné que le degré de saturation n'est pas le même sur toute l'épaisseur de la couche de rétention d'eau, certaines sections de la couche de rétention d'eau avec un degré de saturation plus élevé pourraient contrôler les résultats obtenus. Cela n'est pas capté par le modèle testé qui est une approximation équivalente du système réel.

Puisque le degré de saturation doit être connu dans le modèle «équivalent homogène» pour calculer la porosité équivalente et effectuer les simulations dans le logiciel Pollute, différentes simulations ont dû être testées avec des degrés de saturation différents pour déterminer le système équivalent représentant le mieux les conditions de terrain. Pour modifier le degré de saturation, la porosité moyenne utilisée dans le logiciel a été variée.

Les premières simulations ont été effectuées avec une porosité équivalente calculée à partir des teneurs en eau volumiques mesurées par les senseurs et les porosités moyennes obtenues dans les cellules (0,44 et 0,48). Les résultats détaillés sont présentés à l'annexe D. Les D^* pour le système équivalent ont ensuite été ajustés pour mieux collés aux résultats mesurés et aux prédictions de D_e avec l'équation 2.38 proposée par Aachib et al. (2004). Les résultats présentés dans ce qui suit sont ceux dont le D_e obtenu se rapproche le plus des prédictions; ce sont les résultats qui ont été jugés les plus représentatifs des essais de terrain.

5.2.2 Résultats de la détermination du D_e

Les graphiques des courbes obtenues avec les données des essais de diffusion/consommation d'oxygène superposées aux courbes obtenues dans Pollute sont présentés aux figures 5.10 et 5.11. Pour la cellule CS2, les quatre essais de consommations d'oxygène ont donné des courbes de concentration d'oxygène en fonction du temps différentes. Le premier essai a été effectué en septembre 2016, alors que les teneurs en eau volumiques de la couche de rétention d'eau étaient plus faibles. La concentration d'oxygène diminue donc plus rapidement (figure 5.10). Les teneurs en eau volumiques mesurées lors des trois autres essais étaient semblables, alors que l'oxygène

diminue plus rapidement dans celui de septembre 2017. En juin et juillet 2017, la concentration d'oxygène a diminué sensiblement à la même vitesse.

Pour la cellule CS3, les teneurs en eau volumiques moyennes données par les senseurs sont sensiblement les mêmes pour tous les essais (figure 5.2). Par ailleurs, en septembre 2016, les deux premiers senseurs (0,4 et 0,8 m de profondeur) montrent des teneurs en eau volumiques plus faibles que pour les autres essais, soit respectivement 0,25 et 0,20 par rapport à 0,30 et 0,25 aux moments des autres essais (figure 5.11). Cela pourrait expliquer la différence entre les résultats. Les trois autres essais ont donné des résultats semblables.

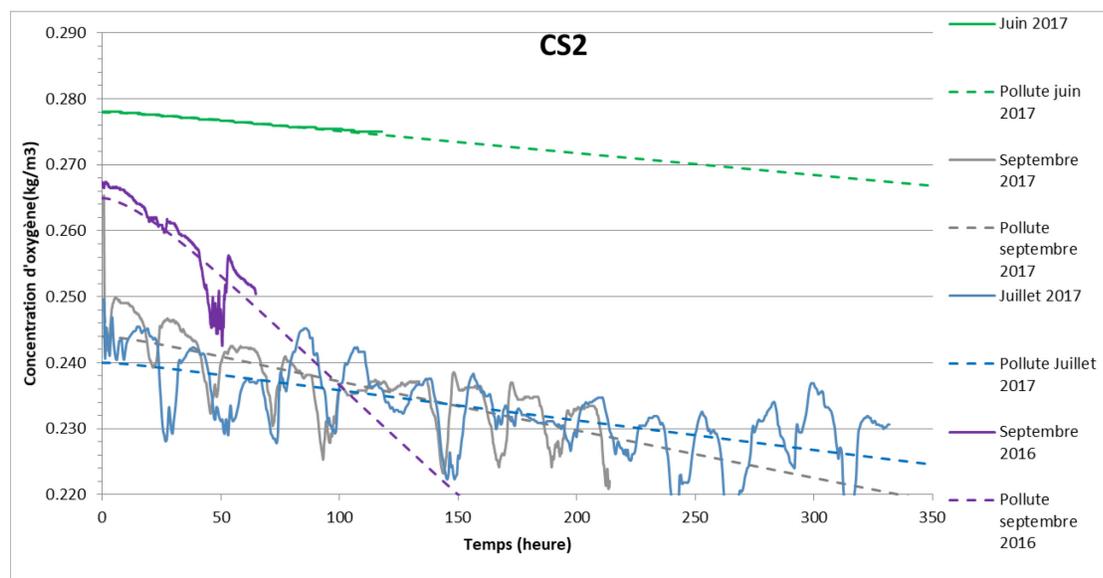


Figure 5.10: Évolution de la concentration d'oxygène mesurées lors des essais de diffusion/consommation d'oxygène superposée aux courbes obtenues avec Pollute pour la cellule CS2

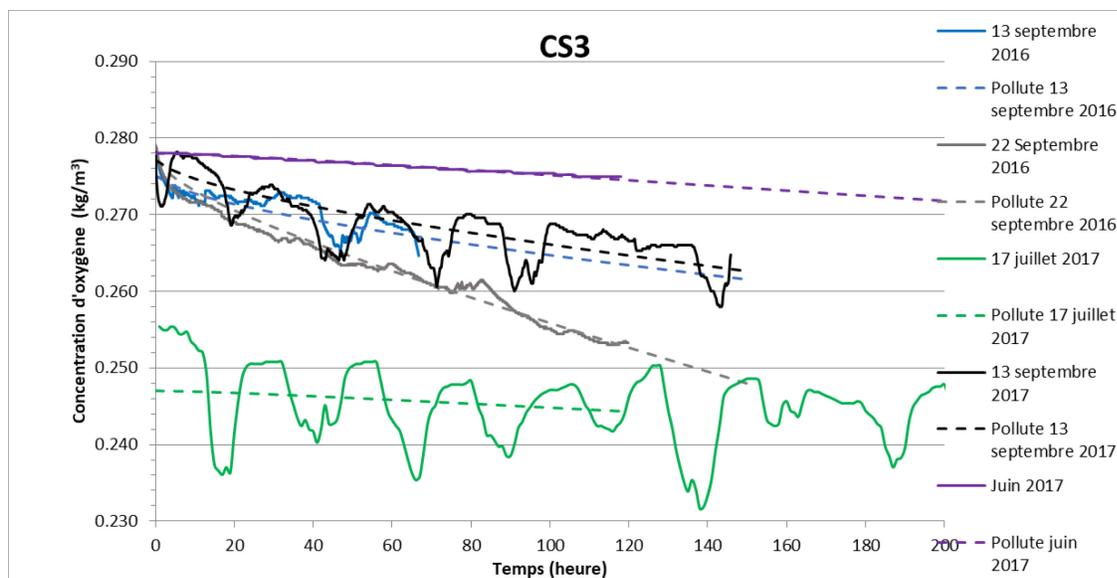


Figure 5.11: Évolution de la concentration d'oxygène mesurées lors des essais de diffusion/consommation d'oxygène superposée aux courbes obtenues avec Pollute pour la cellule CS3

Pour l'essai de septembre 2016 dans la cellule CS2, le D_e prédit correspond au D_e obtenu avec l'essai de diffusion/consommation d'oxygène pour un degré de saturation moyen de 0,82. Pour les essais de septembre et de juillet 2017, les D_e obtenus avec les essais correspondent mieux aux D_e prédits pour un degré de saturation moyen de 0,94. Pour l'essai de juin 2017, le D_e de l'essai correspond à un D_e prédit pour un degré de saturation entre 0,94 et 0,99. Le résultat est donc présenté pour un degré de saturation de 0,94 pour cet essai. Ces résultats sont présentés au tableau 5.6.

Pour la cellule CS3, les essais de septembre 2016 et celui de septembre 2017 correspondent relativement bien aux D_e prédits pour des degrés de saturation entre 0,80 et 0,86. Pour les essais de juin et juillet, les D_e obtenus avec Pollute se rapprochent des prédictions en augmentant le S_r , mais sont encore d'un ordre de grandeur plus faibles. On peut s'attendre à ce qu'ils correspondent mieux à des degrés de saturation plus élevés. Cela est attendu étant donné que la vitesse de diminution de concentration d'oxygène pour ces essais étaient très faibles. Le tableau 5.7 présente un sommaire de ces résultats.

Tableau 5.6 : Résultats des modélisations des essais de diffusion/consommation d'oxygène pour les résidus de la cellule CS2

Sr	D _e essais	D _e prédit
[-]	[m ² /s]	[m ² /s]
Septembre 2016		
0,82	3,2E-08	3,0E-08
Juillet 2017		
0,94	5,1E-10	8,4E-10
Septembre 2017		
0,92	1,8E-09	2,4E-09
Juin 2017		
0,94	1,5E-10	8,4E-10

Tableau 5.7: Résultats des modélisations des essais de diffusion/consommation d'oxygène pour les résidus de la cellule CS3

S _r	D _e essais	D _e prédit
[-]	[m ² /s]	[m ² /s]
Septembre 2016-Essai 1		
0,80	3,2E-09	2,6E-08
Septembre 2016-Essai 2		
0,85	9,1E-09	2,6E-08
Juillet 2017		
0,86	1,3E-10	7,5E-09
Septembre 2017		
0,84	6,0E-10	6,2E-09
Juin 2017		
0,85	4,8E-10	1,5E-08

Pour la cellule CS3, le degré de saturation moyen pour un système équivalent semble encore plus élevé que ceux utilisés dans les simulations effectuées. Les résultats nous démontrent que le système équivalent lors des essais de diffusion/consommation d'oxygène correspond mieux à un degré de saturation entre 0,80 et 0,95 pour la cellule CS2 et correspond à des degrés de saturation de plus de 0,80 pour tous les essais effectués dans la cellule CS3.

5.3 Interprétation des résultats de terrain et incertitudes

Les résultats des essais et mesures sur le terrain ont été présentés dans les sections précédentes de ce chapitre. L'objectif de celui-ci était de vérifier le comportement hydrogéologique et la diffusion d'oxygène dans les recouvrements de type CEBC installés en 2015 à la MCM afin de déterminer leur efficacité. Il est important de rappeler qu'une CEBC est considérée comme efficace lorsqu'elle diminue suffisamment le flux d'oxygène pouvant se rendre au matériel générateur d'acide sur lequel elle est placée.

Cette section présente l'analyse des résultats présentés précédemment dans ce chapitre en lien avec l'évaluation de l'efficacité des CEBC. La section 5.3.1 traite de l'efficacité des CEBC estimée à partir des conditions hydrogéologiques dans les cellules. La section 5.3.2 traite de la diffusion d'oxygène au travers des recouvrements à partir des résultats des essais de diffusion/consommation d'oxygène. L'incertitude par rapport aux mesures réalisées est ensuite discutée plus en détails.

5.3.1 Comportement hydrogéologique

5.3.1.1 Bris capillaire

Pour la cellule CS2, les données présentées à la figure 5.3 et le profil présenté à la figure 5.5b montrent que les valeurs de succion augmentent généralement du bas vers le haut de la couche de rétention d'eau et qu'elles sont faibles dans la couche de bris capillaire et dans les stériles au-dessous. La succion moyenne mesurée dans les stériles sous le recouvrement est de 3 kPa et elle est de 4 kPa dans la couche de bris capillaire. Pour la couche de bris capillaire composée de CPO, les succions sont plus précisément entre 0 et 11 kPa. Ces valeurs sont généralement supérieures à la valeur de succion résiduelle des CPO (voir figure 3.12). Les succions sont en moyenne de 7 kPa dans le bas de la couche de rétention d'eau et de 18 kPa dans la partie supérieure. Le même comportement est observé dans la cellule CS3. Le capteur au bas de la couche de rétention d'eau montre des succions moyennes de 6 kPa et celui dans la partie supérieure montre des succions moyennes de 19 kPa. Les succions mesurées dans les stériles au-dessous sont en moyenne de 5 kPa (entre 0 et 12 kPa). Les mesures de succion montrent bien le bris capillaire attendu dans une CEBC (Aubertin et al., 1996) : des valeurs faibles dans les couches grossières, un transfert de la succion à l'interface du bris capillaire vers la couche de rétention d'eau et une augmentation de la succion dans la couche de rétention d'eau avec l'élévation. Les succions mesurées dans les deux couches

de rétention d'eau sont typiques de celles observées dans les CEBC placées sur des parcs à résidus miniers pour contrôler le DMA au Québec (e.g. Bussière et al. 2006, 2007, 2009).

Dans les deux cellules, les teneurs en eau volumiques sont relativement élevées dans la couche de rétention d'eau et plus faibles dans la couche de bris capillaire du bas et dans la couche de protection du haut. Par ailleurs, pour la CS2, les teneurs en eau volumiques sont plus élevées dans la partie supérieure de la couche de rétention d'eau que dans la section au centre de la couche de rétention d'eau. Dans une CEBC typique, la couche de rétention d'eau devrait montrer des teneurs en eau volumiques plus élevées dans la partie inférieure. Pour la cellule CS3, les teneurs en eau volumiques sont relativement stables avec l'élévation dans la couche de rétention d'eau. Les profils de teneurs en eau volumiques sont typiques de ceux retrouvés dans la littérature pour des CEBC efficaces, quoique les valeurs absolues de teneurs en eau volumiques sont inférieures à celle attendues; l'augmentation de la teneur en eau volumique avec l'élévation dans la CS3 ainsi que les mesures réalisées à la construction laisse supposer que le système est en cours de saturation (les teneurs en eau volumiques initiales étaient probablement trop faibles pour assurer une saturation après quelques saisons seulement; cet aspect sera discuté plus en détails au chapitre 6).

5.3.1.2 Efficacité des CEBC selon le critère de degré de saturation

Les valeurs de succion dans la couche de rétention d'eau se situent presque toutes sous la valeur de l'AEV des résidus qui est de 30 kPa. Ces valeurs correspondent théoriquement à un sol saturé ou presque. Or, les degrés de saturation présentés précédemment dans ce chapitre ne correspondent pas aux succions mesurées selon la courbe de rétention d'eau. En effet, le degré de saturation estimé est entre 59 et 71% à une profondeur de 1,8m dans la cellule CS2 et entre 41 et 73% dans la cellule CS3. Pourtant, la valeur de succion la plus élevée mesurée dans la couche de rétention d'eau de la cellule CS3 à une profondeur de 0,4m, en excluant les valeurs de l'hiver, est de 26 kPa. Sur la courbe de rétention d'eau présentée à la section 3.2.4, la valeur de 26 kPa, correspond à un degré de saturation de 95% (teneurs en eau volumique de 0,38 pour une porosité de 0,40). Ainsi, les mesures effectuées sur le terrain avec les senseurs ne permettent pas de statuer clairement sur l'efficacité de la couche de rétention d'eau à diminuer la diffusion de l'oxygène puisque les succions ne correspondent pas parfaitement aux teneurs en eau volumiques selon la CRE mesurée en laboratoire.

Le calcul du degré de saturation dépend des mesures de porosité en place et de celles de teneurs en eau volumiques. Une partie de l'incertitude de ces calculs est causée par l'hétérogénéité des porosités mesurées dans les couches de rétention d'eau. En effet, les porosités mesurées au démantèlement et à la mise en place sont entre 0,35 et 0,53. La mesure de la porosité *in situ* est très sensible aux manipulations et à la technique. Cette hétérogénéité peut faire en sorte que le degré de saturation calculé est plus élevé ou plus faible qu'il ne le devrait. Le calcul du degré de saturation avec une porosité moyenne est donc approximatif. À titre d'exemple, pour la cellule CS3, il faudrait utiliser une porosité de 0,35 pour obtenir des degrés de saturation qui correspondent mieux aux succions dans le bas de la couche de rétention d'eau. Pour cette porosité et pour les mêmes valeurs de teneurs en eau volumiques utilisées précédemment, le degré de saturation serait entre 95 et 100% à 1,9m de profondeur, entre 77 et 87% à 1,4m de profondeur, entre 56 et 70% à 0,8m de profondeur et entre 67 et 88% à 0,4m de profondeur. Ces valeurs correspondent davantage aux succions mesurées, mais cette porosité n'a jamais été mesurée dans cette cellule. Elle est donc peu probable. Le fait que les degrés de saturation ne correspondent pas aux succions ne peut être expliqué seulement par l'hétérogénéité de la porosité.

Les teneurs en eau volumiques à la mise en place semblent également avoir une influence sur les valeurs de teneurs en eau volumiques mesurées sur toute la période de mesure. Tel que présenté aux figures 5.1 et 5.2, les teneurs en eau volumiques ont tendance à augmenter très lentement au cours de la période de mesure. Cela pourrait signifier qu'à court terme, la teneur en eau volumique de mise en place a une grande influence sur le comportement hydrogéologique des CEBC (cette hypothèse déjà discutée pour la CEBC du site Lorraine dans Bussière et al. 2009, sera validée au chapitre suivant à l'aide de la modélisation numérique). Puisque les teneurs en eau de mise en place sont relativement faibles, les résidus de la couche de rétention d'eau sont en période de mouillage. Cela signifie que les succions obtenues pourraient correspondre à des teneurs en eau volumiques plus faibles puisque la CRE obtenue en laboratoire est une CRE en drainage. La CRE d'un matériel en mouillage est à l'intérieure de celle obtenue en drainage en raison de l'effet d'hystérésis (Kaluarachchi et Parker, 1989, Whitmore et Heinen, 1999, Si et Kachanoski, 2000, Maqoud et al., 2004). Il est possible de vérifier ce phénomène en plaçant des valeurs de teneurs en eau volumiques et de succion obtenues dans les cellules lors de l'essai de mouillage (résultats détaillés de l'essai de mouillage présentés à l'annexe B) sur la CRE obtenue en drainage. De cinq à sept valeurs obtenues par capteur au cours de cet essai de mouillage (plusieurs valeurs sont superposées dans

le graphique) sont présentés sur la figure 5.12. À l'exception du capteur placé à une profondeur de 0,4m dans la cellule CS2, où le degré de saturation calculé est près de la saturation, les autres valeurs sont sous la courbe de rétention d'eau suggérant que l'on se retrouve sur une courbe de mouillage intermédiaire. Cela permet d'affirmer que les teneurs en eau volumiques n'ont probablement pas atteint leurs valeurs maximales (=n). On peut s'attendre à ce que le degré de saturation de la couche de rétention d'eau augmente avec les années lorsque le système atteindra l'équilibre; l'efficacité des CEBC devrait donc augmenter avec le temps.

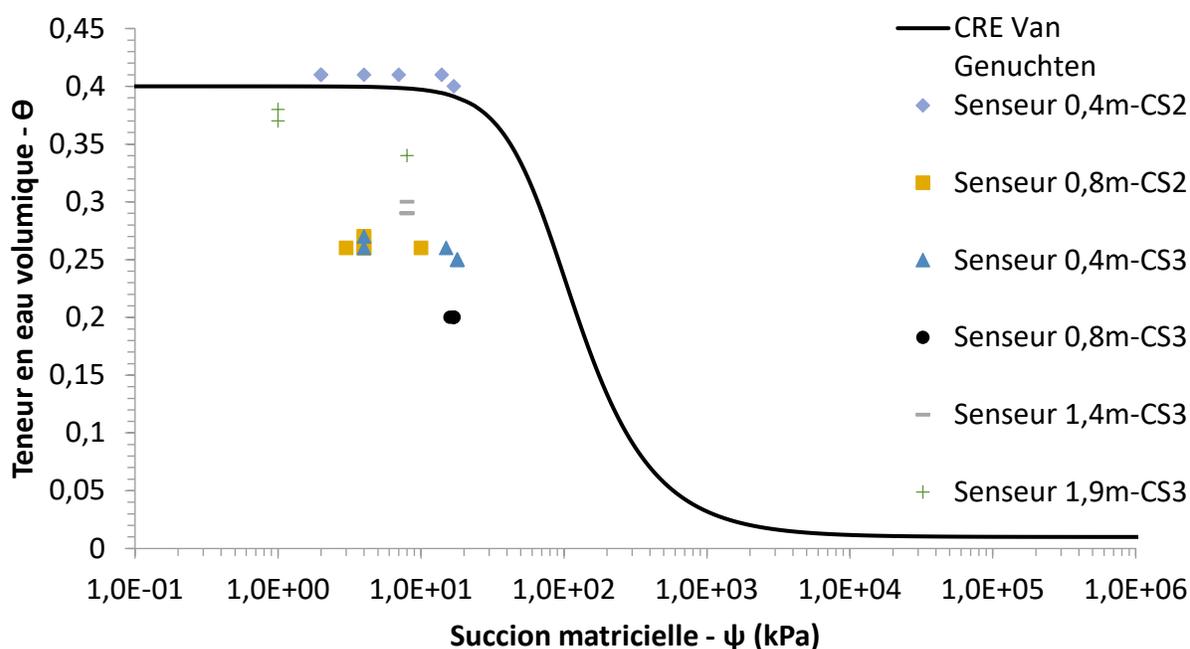


Figure 5.12 : Valeurs de teneurs en eau volumiques en fonction de la succion obtenues lors d'un essai de mouillage sur les cellules CS2 et CS3.

Les mesures de terrain permettent également de vérifier le comportement de la couche de rétention d'eau de la cellule CS3 qui est construite directement sur la halde à stériles par rapport à celui de la cellule CS2 qui est placée sur une couche de CPO 0-38 mm. Le comportement hydrogéologique observé dans cette cellule (surtout pour les teneurs en eau volumiques) démontre que le bris capillaire se fait bel et bien, malgré l'absence de couche dédiée au bris capillaire. Les teneurs en eau volumiques mesurées de cette cellule sont plus faibles que celles de la cellule CS2, mais il

semble que cela est dû davantage à la teneur en eau de mise en place. Selon les succions mesurées, cette configuration de CEBC pourrait devenir efficace à long terme.

5.3.1.3 Succions sous la couche de rétention d'eau

Le projet visait également à vérifier jusqu'à quel point les succions au bas des CEBC ne correspondent pas à l'équilibre hydrostatique puisque dans le cas où l'on construit un recouvrement sur une halde à stériles de plusieurs dizaines de mètre de haut, le temps nécessaire pour atteindre cette condition peut être critique. Les données récoltées sur le terrain montrent que les succions au bas des cellules et dans les stériles au-dessous sont près de 0 kPa jusqu'à 13 kPa et augmentent avec l'élévation dans la cellule. Si l'on considère l'équilibre hydrostatique, ces valeurs correspondent à une distance de la nappe phréatique entre 0 et environ 1,3 m, ce qui est très loin du 100m pour le cas des cellules étudiées. Ainsi, les succions au bas des cellules montrent que le comportement transitoire des CEBC étudiées sont loin d'un système à l'équilibre ce qui permet de maintenir des conditions hydrogéologiques favorables au contrôle de la migration de l'oxygène. Le chapitre suivant vise à vérifier si un modèle numérique peut confirmer les observations de terrain.

5.3.2 Flux d'oxygène au travers du recouvrement

Les essais de diffusion/consommation d'oxygène ont permis d'estimer un D_e d'un système équivalent homogène aux cellules de terrain. À partir des valeurs obtenues et en supposant certaines hypothèses, des flux d'oxygène à travers les CEBC ont pu être calculés.

Pour représenter le cas où un recouvrement présentant les mêmes conditions que celles obtenues à l'aide des modélisations des essais de diffusion/consommation d'oxygène était utilisé dans un contexte d'une halde à stériles restaurée entièrement (concentration en oxygène au bas contrôlée par la réactivité des rejets), le flux d'oxygène maximal à la base du recouvrement en régime permanent a été calculé avec l'équation 2.32 tirée de Mbonimpa et al. (2003). Pour ce calcul, la concentration initiale utilisée est de $8,75 \text{ mol/m}^3$ (équivalent à 20,9 % d'oxygène dans l'air). Cette équation considère que tout l'oxygène est consommé par le matériel générateur d'acide sous le recouvrement.

Les flux ont été calculés pour les valeurs de D_e obtenues par l'essai de diffusion/consommation d'oxygène et pour une valeur de K_r de $1,5 \times 10^{-3} \text{ hr}^{-1}$. Les flux calculés sont pour la plupart faibles

(résultats dans les tableaux 5.8 et 5.9). Les valeurs proposées pour déterminer l'efficacité d'un recouvrement dans Dagenais et al. (2005) sont de 20 à 40 g/m²/an ce qui équivaut à entre 0,6 et 1,25 mol/m²/an (Nastev et Aubertin,2000). Tous les résultats obtenus dans les cellules sont sous ces seuils, à l'exception du premier essai effectué en septembre 2016 dans la cellule CS2 lorsque les valeurs de teneurs en eau volumiques étaient plus faibles. Les autres résultats pour la cellule CS2 sont entre 10⁻⁷ et 10⁻⁹ mol/m²/an. Pour la cellule CS3, ils sont entre 10⁻⁴ et 10⁻⁹ mol/m²/an.

Larochelle (2018) a calculé, pour des recouvrements de type CEBC avec des matériaux générateurs du site Westwood-Doyon, des valeurs de 10⁻¹ à 10⁻⁴ mol/m²/an. Les essais ont été effectués dans des colonnes. La valeur de θ_{eq} utilisée était par ailleurs beaucoup plus élevée (0,37) que celle des cellules qui sont étudiées ici. Les résultats obtenus par Dagenais et al (2012) au site Lorraine (site minier restauré avec une CBEC), sont entre 10⁻⁴ et 10⁻⁶ mol/m²/jour, c'est-à-dire entre 10⁻² et 10⁻⁴ mol/m²/an. Ces résultats sont semblables à certains flux calculé ici pour la cellule CS2. Ces essais ont été réalisés sur une CEBC dont la couche de rétention d'eau avait un degré de saturation entre 87 % et 97 % et une épaisseur d'environ 0,6 m. Par contre, il n'y avait pas de sulfure dans le recouvrement, donc pas de consommation d'oxygène. Les couches de rétention d'eau sont également plus épaisses dans les cellules CS2 et CS3. Cela pourrait expliquer que les flux à la base de la couche de rétention d'eau sont plus faibles.

Puisque les résidus utilisés dans les CEBC sont considérés comme potentiellement générateur d'acide, ce matériel ne serait pas nécessairement utilisé tel quel pour une restauration du site. Idéalement, le matériel devrait contenir moins de sulfure ou être amendé. Cela modifierait le K_r et la diffusion/consommation d'oxygène.

Afin de déterminer la portion de l'oxygène qui est consommée par rapport à celle qui est diffusée, les flux d'oxygène en régime permanent atteignant la base du recouvrement sans consommation d'oxygène ont également été calculés selon l'équation 5.1.

[Équation 5.1]

$$F_{S,L} = \frac{c_0 D_e}{L}$$

Les résultats sont compris entre 0,04 et 8,78 mol/m²/an pour la cellule CS2 et entre 0,07 et 1,39 mol/m²/an pour la cellule CS3. Ces flux sont de quatre à neuf ordres de grandeur plus élevés que

ceux calculés selon l'autre méthode. Cela signifie que la consommation d'oxygène contrôle les flux. Cette consommation d'oxygène pourrait diminuer à long terme.

Tableau 5.8: Flux à la base du recouvrement calculés pour la cellule CS2

S_r	D_e essais	Flux avec consommation d'oxygène	Flux sans consommation d'oxygène.
[-]	[m ² /s]	[mol/m ² /an]	[mol/m ² /an]
Septembre 2016			
0,82	3,2E-08	1,7	8,78
Juillet 2017			
0,94	5,1E-10	4,6E-9	0,14
Septembre 2017			
0,92	1,8E-09	4,1E-07	0,49
Juin 2017			
0,94	1,5E-10	4,6E-09	0,04

Tableau 5.9: Flux à la base du recouvrement calculés pour la cellule CS3

S_r	D_e essais	Flux (Mbonimpa et al, 2003)	Flux sans consommation d'oxygène
[-]	[m ² /s]	[mol/m ² /an]	[mol/m ² /an]
Septembre 2016- Essai 1			
0,8	3,2E-09	1,2E-08	0,48
Septembre 2016- Essai 2			
0,85	9,1E-09	1,73E-04	1,39
Juillet 2017			
0,86	1,3E-10	8,35E-09	0,02
Septembre 2017			
0,84	1,2E-09	8,35E-09	0,18
Juin 2017			
0,85	4,8E-10	8,35E-09	0,07

5.3.3 Principales incertitudes associés aux résultats

5.3.3.1 Essais de diffusion/consommation d'oxygène

Les essais de consommation d'oxygène nécessitent de faire plusieurs hypothèses afin de les interpréter. Ces hypothèses ont une influence sur les résultats. Premièrement, le K_r a été fixé pour toutes les simulations. Les résultats obtenus pour les simulations auraient pu être effectuées avec un K_r différent. La figure 5.13 démontre l'effet du K_r pour un même D^* selon les mêmes conditions. Les autres K_r utilisés sont $1,3 \times 10^{-2} \text{ hr}^{-1}$ et $1 \times 10^{-4} \text{ hr}^{-1}$. Cette figure montre que le K_r a une influence significative sur les résultats. Si l'on ajuste la courbe des essais de diffusion/consommation d'oxygène en utilisant le K_r de $1,3 \times 10^{-2} \text{ hr}^{-1}$, les D^* obtenus avec Pollute sont d'environ un ordre de grandeur plus faibles que pour le K_r de $1,5 \times 10^{-3} \text{ hr}^{-1}$ (voir tableau 5.10). Les D_e sont donc encore plus loin des prédictions. Il est peu probable que ce système équivalent représente la réalité. Si l'on avait utilisé un K_r plus faible, les D^* permettant de s'ajuster à la courbe des essais de diffusion/consommation d'oxygène auraient été plus élevés. Par ailleurs, cela voudrait dire qu'il n'y a pratiquement aucune consommation d'oxygène et l'on serait loin des prédictions de Collin (1987), ce qui est peu probable. Pour cette valeur de K_r , en utilisant l'équation de prédiction de Collin (1987) (équation 2.41), la quantité de pyrite dans les résidus miniers devrait être de 0,02%, ce qui ne représente pas la réalité. Le K_r choisi semble le plus probable ($1,5 \times 10^{-3} \text{ hr}^{-1}$) mais il est clair que la précision de la prédiction des valeurs de D_e est fortement dépendante de cette hypothèse.

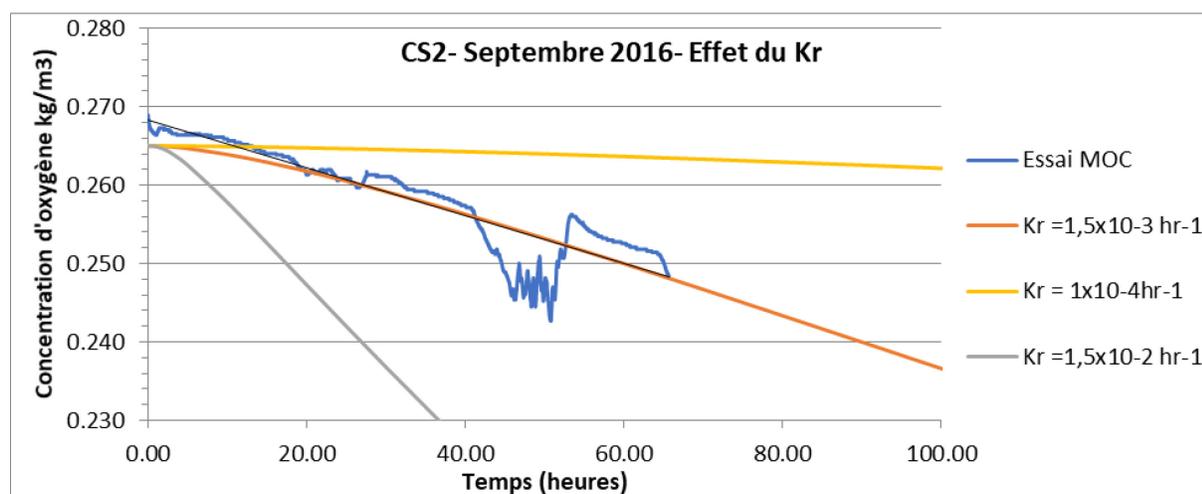


Figure 5.13 : Effet du K_r sur la diminution de la concentration d'oxygène pour un même D^*

Tableau 5.10 : Résultats pour un K_r différent

K_r	S_r	D_e essais de diffusion/consommation d'oxygène	D_e prédit
[hr ⁻¹]	[m ² /s]	[m ² /s]	[m ² /s]
Septembre 2016			
1,3E-02	0,82	2,4E-09	3,0E-08
1,5E-03		3,2E-08	
Juillet 2017			
1,3E-02	0,94	5,1E-11	8,4E-10
1,5E-03		5,1E-10	
Septembre 2017			
1,3E-02	0,92	1,8E-10	2,4E-09
1,5E-03		1,8E-09	
Juin 2017			
1,3E-02	0,84	1,5E-11	8,4E-10
1,5E-03		1,5E-10	

L'hypothèse a également été faite de ne pas utiliser le degré de saturation (et la porosité équivalente) calculé à partir des mesures de terrain. Étant donné que la porosité équivalente entrée dans le logiciel a un effet sur les courbes résultantes, cela influence les résultats. Par ailleurs, le degré de saturation calculé à partir des cellules n'est pas homogène sur toute la couche de rétention d'eau. La moyenne des degrés de saturation aux élévations où les senseurs sont placés dans la couche de rétention d'eau ne représente nécessairement pas le degré de saturation moyen de la couche de rétention d'eau. C'est pour cette raison qu'un système homogène équivalent a été utilisé. Tel que mentionné dans Dagenais et al. (2012), cette approche est plus simple à utiliser que de prendre le profil réel qui est de toute manière inconnue.

Il est également important de noter que la variation de concentration d'oxygène sur toute la durée de l'essai est faible pour certains essais. Dagenais et al. (2012) propose de faire les essais sur quelques jours pour permettre une diminution de 3% et plus. Or, pour les essais présentés dans ce mémoire, les diminutions varient entre 1 et 8%. Il y a quatre essais pour lesquels la diminution est de moins de 3%, soit un dans la cellule CS2 (1%) et trois dans la cellule CS3 (1, 2 et 2 %). Des pourcentages de diminution plus faibles ont été interprétés pour des essais *in situ* réalisés par Éthier

(2018), soit entre 0,6 et 2,4% pour des essais effectuées sur trois jours. Il a été choisi d'interpréter ces essais malgré la faible diminution de concentration d'oxygène.

Les résultats pourraient également être influencés par le fait que les pourcentage de concentration d'oxygène n'ont pas été corrigés par rapport à la température et à la pression atmosphérique. C'est ce qui cause les cycles et l'irrégularité des mesures (voir figures 5.10 et 5.11).

5.3.3.2 Mesures hydrogéologiques et de porosité

Le calcul du degré de saturation dépend des mesures de porosité en place et de celles de teneurs en eau volumiques. L'incertitude par rapport aux mesures des porosités a été discuté à la section 5.3.1.2. Les senseurs de teneurs en eau volumique (5TM et GS3) ont une précision de $\pm 0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (Decagon scientific, fiche du fabricant). Il existe également une incertitude par rapport aux courbes de calibration utilisées dans le traitement des données. Deux courbes de calibration ont été produites pour le résidus et ont montré des résultats semblables (figures 4.11 et 4.12). Pour le CPO, la courbe de calibration a été effectuée avec des valeurs de teneurs en eau volumiques de 0 à 3,5% (figure 4.10). Puisque le matériel retient peu d'eau, il a été impossible de le calibrer avec des teneurs en eau plus grandes. Cela pourrait avoir un impact sur les valeurs dans le CPO.

Les lectures de succions sont généralement fiables pour des succions entre 2 et 250 kPa et la précision est meilleure à plus de 8 kPa (Aubertin et al., 1999, Bussière et al., 2007). Ces senseurs ont été utilisés dans plusieurs études semblables telles que Bussière et al. (2007). Les lectures de succions dans les stériles et les CPO sont relativement faibles. Ces lectures sont moins précises puisqu'elles sont généralement sous 8 kPa.

CHAPITRE 6 RÉSULTATS NUMÉRIQUES

L'un des objectifs spécifiques du projet était de valider le comportement hydrogéologique observé dans les cellules de terrain à l'aide de simulations numériques unidimensionnelles. Dans ce qui suit, on présente les détails des modèles utilisés pour les simulations réalisées ainsi que les principaux résultats obtenus. D'autres simulations ont également été réalisées avec pour objectif d'évaluer l'influence de la profondeur de la nappe phréatique et de la teneur en eau volumique initiale de la couche de rétention d'eau sur le même comportement hydrogéologique de CEBC placées sur une halde à stériles de grandes dimensions.

Les simulations numériques ont été effectuées avec le logiciel Seep/W de Geoslope International (Geo-Slope International Ltd., 2017). Le logiciel Seep/W utilise la méthode des éléments finis pour résoudre l'équation de Richards (équation 2.13) et prédire le comportement hydrogéologique non saturé en régime permanent ou transitoire d'un système dont les propriétés des matériaux et les conditions frontières sont connues. Il a été fréquemment utilisé dans le passé pour simuler le comportement hydrogéologique de CEBC (Bussière et al., 2003; Dagenais et al., 2005; Aubertin et al., 2009; Pabst 2011; Kalonji-Kabambi et al., 2017).

6.1 Géométrie du modèle et propriétés des matériaux

Pour débiter, les cellules CS2 et CS3 ont été reproduites en une dimensions avec les dimensions réelles du terrain. Des simulations ont été effectuées en régime permanent avec ces modèles. Ensuite, des simulations ont été effectuées avec les mêmes épaisseurs de matériel, mais en diminuant la largeur de la cellule de 15 m à 1 m. Les solutions obtenues avec le modèle d'un mètre et avec le modèle réel ont été comparées et elles étaient exactement les mêmes. Les graphiques montrant les résultats pour la succion en fonction de la profondeur et la teneur en eau volumique en fonction de la profondeur pour les deux cas sont présentés à l'annexe E. Les simulations présentées dans ce qui suit ont toutes été effectuées avec le modèle d'un mètre de largeur afin de diminuer les temps de calcul (figure 6.1). L'épaisseur de matériel sous la cellule est différente selon les simulations. Elle a été variée entre 1 et 15 m pour évaluer l'influence de la position de la nappe phréatique sous la cellule. Les valeurs d'élévation sont établies en fonction de la base de la cellule qui est fixée à 0 m d'élévation. À titre d'exemple, le modèle de la figure 6.1 a été simulé pour une

nappe phréatique située à 1 m sous la cellule CS2 : On considère donc cette simplification comme acceptable.

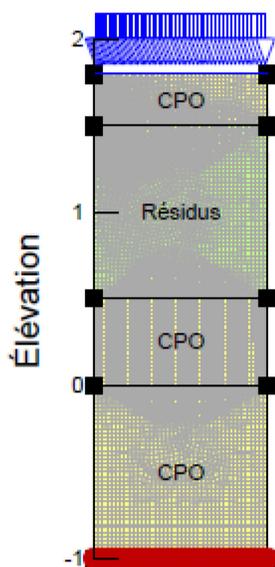


Figure 6.1: Exemple de modèle simulé pour une nappe phréatique à 1 m sous la cellule CS2

Au niveau des configurations des modèles, pour la cellule CS2, il y a 0,5 m de CPO, 1 mètre de résidus puis 0,3 m de CPO. Pour la cellule CS3, il y a 1,8 m de résidus et 0,3 m de CPO au-dessus. Les paramètres de van Genuchten (1980) entrés dans le logiciel pour estimer les courbes de rétention d'eau sont présentés au tableau 6.1. Pour représenter la halde à stériles, la cellule est placée sur un matériel ayant les mêmes propriétés que les stériles CPO 0-38 mm utilisés dans les cellules. Cela ne représente pas exactement la réalité, puisque la cellule est placée directement sur la halde à stériles. Cependant, les propriétés exactes des stériles placés dans la halde ne sont pas connues et sont très hétérogènes, tel que mentionné à la section 2.3. De plus, des comparaisons entre des résultats d'essais de perméabilité réalisés au laboratoire sur des stériles tronquées et des tests d'infiltration *in situ* ont montré que les résultats sont similaires (Martin et al. 2019). On considère donc cette hypothèse (propriétés hydrogéologiques des stériles = propriétés du matériel CPO 0-38 mm) comme acceptable.

Plusieurs simulations ont été effectuées avec la courbe de rétention d'eau (CRE) déterminée en laboratoire pour les stériles CPO qui a un AEV d'environ 0,02 kPa (voir figure 3.11). Même en diminuant le maillage, le pas de temps et en modifiant les paramètres initiaux, la convergence de tous les nœuds n'a jamais été obtenue avec cette CRE. Cela s'explique en bonne partie par la pente abrupte de la CRE après l'AEV qui rend difficile la convergence. Il a été décidé d'utiliser une CRE modifiée qui a une pente moins abrupte et un AEV de 0,2 kPa afin de faciliter la convergence. Cette CRE est considérée tout de même réaliste puisque son AEV se rapproche de celui obtenu par Kalonji-Kabambi (2014) et Peregoedova (2012) pour des stériles semblables. Pour la CRE des résidus miniers, la porosité a été ajustée à la porosité moyenne obtenue sur le terrain (0,44 pour la CS2 et 0,48 pour la CS3). La CRE des résidus simulés est similaire à celle présentée dans la section 3.2.4, avec une rétention d'eau légèrement inférieure (AEV de 25 kPa au lieu du 30 kPa obtenu avec la Tempe cell; voir figure 3.12), ce qui devrait nous donner des conditions défavorables en termes de désaturation potentielle de la couche de rétention d'eau. Les propriétés hydrogéologiques des matériaux utilisés dans les simulations peuvent être trouvées au tableau 6.1 et à la figure 6.2.

Tableau 6.1 : Paramètres des matériaux utilisés pour les modélisations dans Seep/W

Paramètres	a	θ_s	m	n	m_v	θ_r	k_{sat}
	(kPa)	(-)	(-)	(-)	(-)	θ_r	cm/s
Résidus MCM	25	0,44 (CS2) 0,48 (CS3)	0,5	2	0	0,01	$7,1 \times 10^{-5}$
CPO	0,2	0,35	0,5	2	0	0,001	$4,7 \times 10^{-1}$

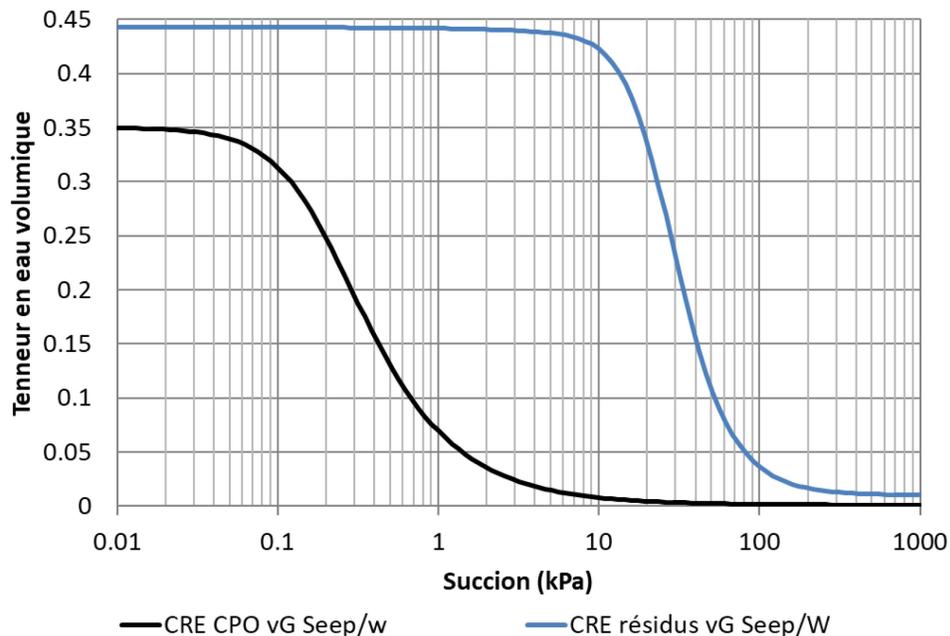


Figure 6.2 : CRE estimée par le logiciel Seep/W avec la fonction de van Genuchten (1980) pour les résidus miniers et les stériles CPO

La solution analytique approchée de van Genuchten (1980) (équation 2.14) qui permet de résoudre le modèle de Mualem (1976) a été utilisée dans Seep/W pour décrire la fonction de conductivité hydraulique des deux matériaux étudiés (voir Figure 6.3). La valeur initiale de la conductivité hydraulique (k_{sat}) pour les deux matériaux peut être trouvée au tableau 6.1.

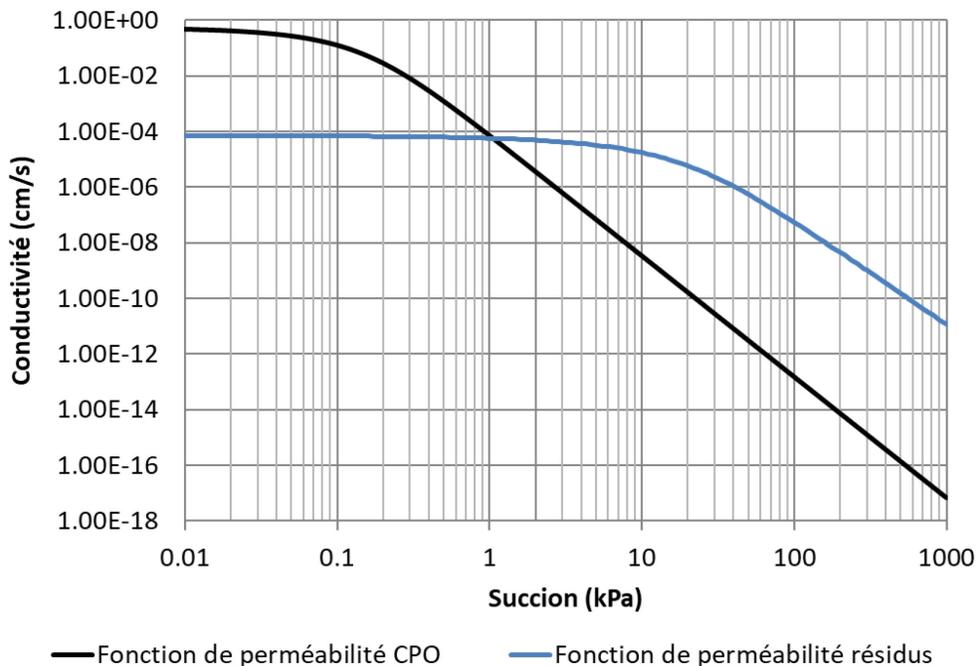


Figure 6.3: Fonctions de conductivité hydraulique entrées dans le logiciel Seep/W pour les résidus miniers et les stériles CPO

La taille du maillage utilisé est de 0,05 m. Aux interfaces entre les couches de matériaux, les éléments ont une grosseur de 0,025 m pour obtenir plus de précision aux endroits critiques. Une combinaison d'éléments rectangulaires et triangulaires a été utilisée. Une étude de sensibilité a été effectuée afin de confirmer que le maillage était suffisamment petit pour bien converger numériquement. Chapuis (2010) mentionne que les deux règles de base à respecter en ce qui concerne la taille des éléments de maillage sont celles-ci : plus les variations de charge hydraulique et de pression sont grandes dans les zones non saturées, plus le maillage doit être fin; la solution finale doit être indépendante du maillage. Il propose d'effectuer un test en débutant par un maillage plus grand et en reproduisant le même problème avec un maillage plus petit jusqu'à ce que l'on puisse démontrer que la solution est indépendante du maillage. Ce test a été effectué pour tous les modèles, en vérifiant la solution de succion et de teneur en eau volumique en fonction de l'élévation en régime permanent. Un exemple de vérification pour l'un des modèles est présenté à l'annexe E. Pour le pas de temps, une vérification de la convergence de tous les pas de temps a été réalisée. Pour les simulations sur une année, des pas de temps exponentiels de 5 secondes à 60 minutes ont été choisis. Afin de vérifier la convergence de toutes les simulations, les graphiques de « Nœuds

de charges de pression non convergents » en fonction du temps produits par Seep/W ont été utilisés. Pour toutes les simulations présentées dans ce chapitre, aucun nœud de charge de pression n'a été non convergent. La figure 6.4 présente un exemple de ce type de graphique obtenu pour une simulation. Cela démontre qu'il n'y a pas de nœuds non convergents et ce, pour tous les pas de temps.

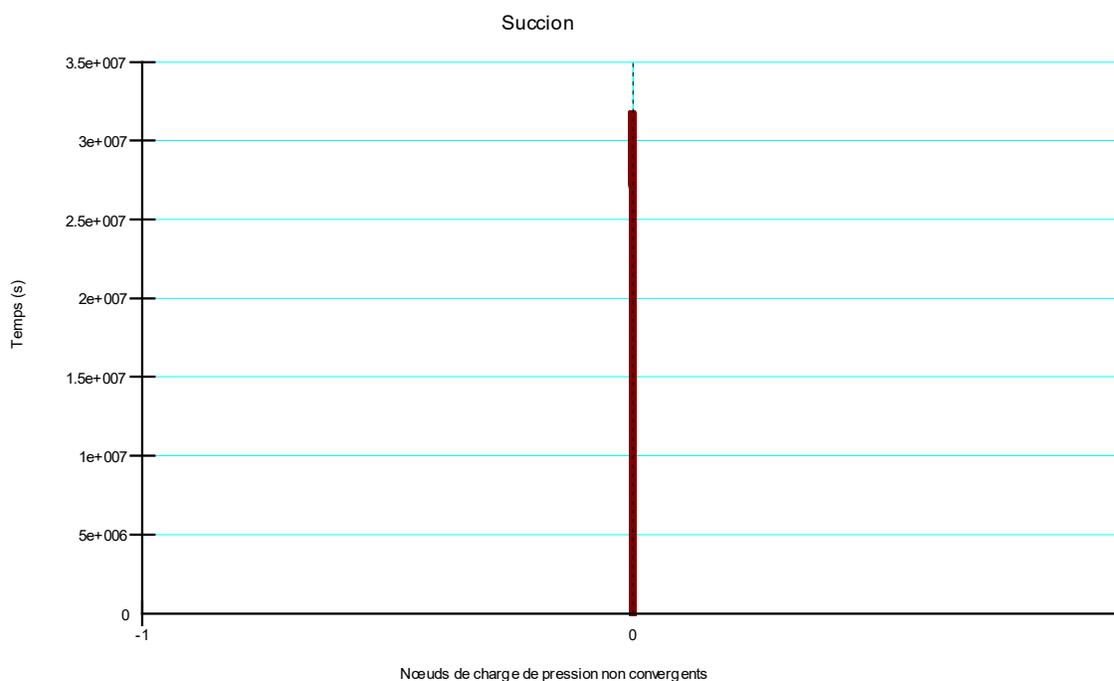


Figure 6.4 : Exemple de graphique de nœuds de charge de pression non convergents en fonction du temps

Les « under-relaxation parameters » (taux initial, taux minimal, facteur de taux de réduction, fréquence de réduction) ont été variés pour chaque simulation afin de vérifier l'effet sur la convergence, tel que proposé dans Geo-slope International Ltd. (2017). Les paramètres choisis sont respectivement; 0,65, 0,01, 0,65 et 10 itérations. Aucun des paramètres n'a eu d'effet sur la convergence, une fois le bon maillage et les bons pas de temps définis.

6.2 Conditions initiales et conditions frontières

Les conditions initiales des simulations sont définies par une simulation en régime permanent qui permet d'obtenir aux nœuds du modèle des valeurs de teneurs en eau volumiques et de succions semblables à celles obtenues sur le terrain; les solutions initiales sont présentées sur les graphiques de la section 6.4. Pour obtenir cette solution, des conditions frontières de charge de pression ont été appliquées en haut et dans le bas du modèle par essai-erreur jusqu'à ce que la couche de rétention d'eau soit proche de la saturation et que le bris capillaire apparaisse sur le graphique des succions. Les conditions frontières appliquées ne représentent pas la réalité, elles permettent seulement d'obtenir des valeurs initiales de la variable d'état du modèle (charge hydraulique) près de la réalité à tous les noeuds. Par exemple, pour le modèle avec une nappe phréatique à 15m sous la cellule, une charge de pression de 0m a été appliquée au bas et une charge de pression de -1m a été appliquée dans le haut. Le résultat obtenu en termes de succions en fonction de la profondeur est présenté à la figure 6.5.

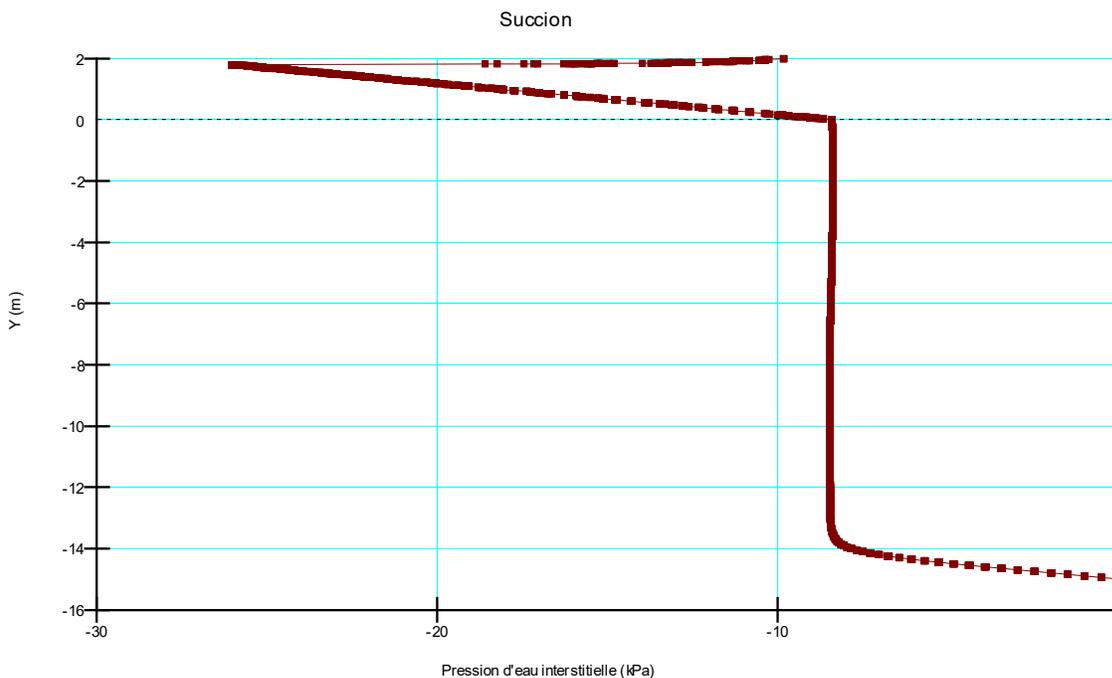


Figure 6.5: Conditions initiales pour le modèle avec une nappe phréatique à 15m sous la cellule CS2

Une fois l'état initial obtenu, pour chaque simulation, différentes conditions frontières au bas du modèle ont été entrées pour permettre de vérifier la concordance avec les données obtenues sur le terrain. Des conditions représentant une nappe d'eau entre 0 et -15 m au bas des cellules ont été forcées. Pour ce faire, une charge de pression de 0 m a été placée à différentes profondeurs sous la cellule. Un flux d'eau représentant les précipitations moyennes annuelles en pluie (tirées de Golder, 2014, rapport interne effectué pour la MCM) ont été divisées par le nombre de journées approximatives dans une année où les précipitations tombent sous forme de pluie. En débutant l'année au mois de juillet, ce flux unitaire moyen est appliqué durant cinq mois, jusqu'en novembre. Ensuite, il n'y a pas de précipitation durant les quatre mois de l'hiver. Pour le mois d'avril, les précipitations annuelles solides réelles ont été divisées en une moyenne sur un mois pour représenter la fonte des neiges. Tous les flux obtenus sont multipliés par un pourcentage pour représenter l'infiltration réelle dans les cellules; ce pourcentage a été basé sur les valeurs mesurées à l'aide des barils installés sous les cellules (figure 6.6).

Tel que présenté à la section 4.2 (construction des cellules), des chaudières reliées aux barils de stériles sous les cellules ont été installées afin de mesurer l'infiltration d'eau en fonction de la surface des barils. Une estimation du bilan hydrique a pu être calculé pour la période du 27 juin au 30 octobre 2017. Le volume récolté dans les chaudières des cellules CS2 et CS3 était de 0,001 à 0,002 m³ pour une surface de 0,20 m². Cela équivaut à environ 4 % des précipitations équivalentes pour cette période. Ces résultats sont considérés comme approximatifs étant donné qu'il n'y a pas de réservoir pour récolter toute l'eau qui entre dans la cellule. La surface des barils représente seulement une petite section de la surface des cellules et l'écoulement d'eau n'est probablement pas homogène. Par ailleurs ces résultats démontrent qu'une partie de l'eau de précipitation ruisselle sur les cellules ou s'écoule sur les côtés (cela a été particulièrement observé durant l'essai de mouillage ; voir l'annexe B). Basé sur les mesures de teneurs en eau volumiques, une partie de l'eau semble également se stocker dans la couche de rétention d'eau (augmentation de la teneur en eau volumique dans le temps). Malgré ces considérations, considérant les objectifs de ces modélisations, il a été choisi d'utiliser cette valeur obtenue sur le terrain. À noter que des valeurs entre 5 et 10 % ont été calculées dans le cas de la CEBC du site Lorraine qui a une couche de rétention d'eau constituée de matériaux silteux d'une épaisseur de 50 cm (Maqsoud, 2019; communications personnelles).

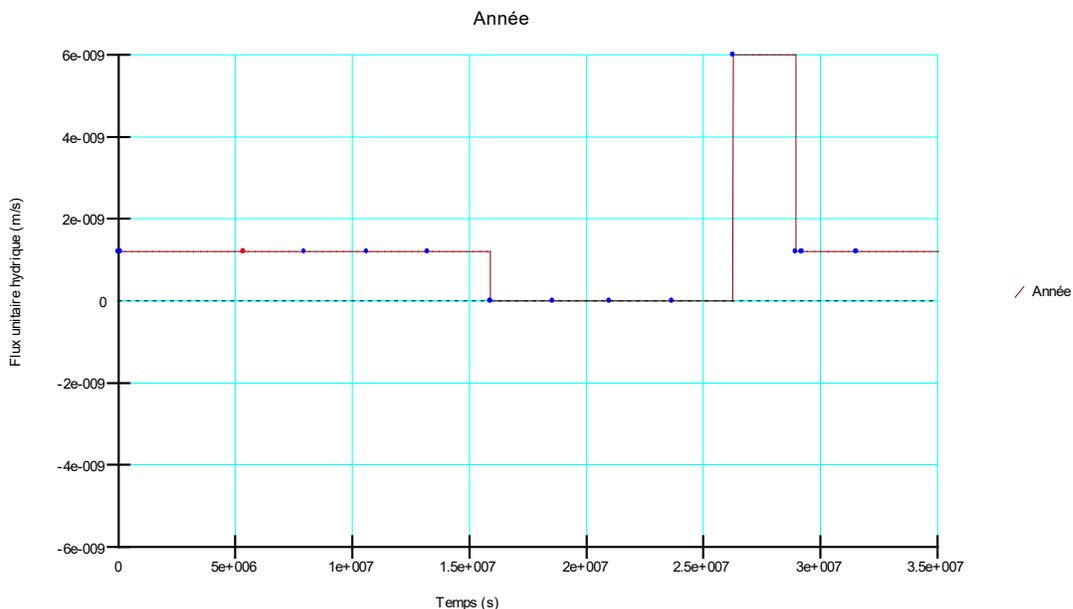


Figure 6.6 : Flux unitaire (m/s) d'eau appliqué au-dessus du modèle dans les simulations numériques

Les conditions frontières sur les côtés du modèle sont « sans flux d'eau ». Pour les simulations en régime transitoire, les différentes condition frontières et initiales sont présentés au tableau 6.2.

Tableau 6.2: Conditions initiales et frontières en régime transitoire

	Conditions
Initiale	Simulation en régime permanent où la couche de rétention d'eau est entre 85 et 100 % et où le bris capillaire apparaît sur le graphique des succions
Surface du modèle	Surface d'infiltration (flux unitaire présenté à la figure 6.6, surface potentielle d'infiltration)
Côtés du modèle	Pas de flux (<i>no flow condition</i>)
Bas du modèle	Charge de pression est égale à 0 m au bas du modèle (la position du bas du modèle par rapport au bas de cellule change pour les différentes simulations, mais la condition reste la même)

6.3 Simulations réalisées

Les simulations réalisées représentent des nappes phréatiques entre 0 et 15 m sous la cellule pour une année complète avec les flux représentant les précipitations sur une année (multipliées par 4%). Les simulations des cellules CS2 et CS3 sont semblables, seule l'épaisseur de la couche de rétention d'eau est modifiée (1,8 m pour la cellule CS3 et 1 m pour la cellule CS2). Le tableau 6.3 présente les principales caractéristiques des simulations réalisées. Une des simulations a été faite sur une durée de deux ans selon les mêmes conditions pour vérifier si le comportement reste semblable.

Tableau 6.3 : Principales caractéristiques des simulations effectuées

Simulation	Durée	Modèle	Flux d'eau	Condition frontière au bas du modèle	Nombre de nœuds
1	1 an	CS2	Figure 6.6	Succion de -1 m	2287
2	1 an	CS2	Figure 6.6	Succion de -5 m	3561
3	1 an	CS2	Figure 6.6	Succion de -15 m	8332
4	1 an	CS3	Figure 6.6	Succion de -1 m	1873
5	1 an	CS3	Figure 6.6	Succion de -5 m	3454
6	2 an	CS3	Figure 6.6	Succion de -15 m	8408

6.4 Résultats des simulations

Les résultats des modélisations 1 à 6 sont présentés à l'aide de profils de la teneur en eau volumique ou de la succion (voir figures 6.7 à 6.12). Chaque nœud dans la cellule est représenté sur les graphiques. Différents pas de temps sont également présentés : initial, 5 mois, 1 an, 2 ans. L'élévation de 0m correspond au bas des cellules de terrain, soit à l'interface entre la halde à stériles et la couche inférieure des cellules.

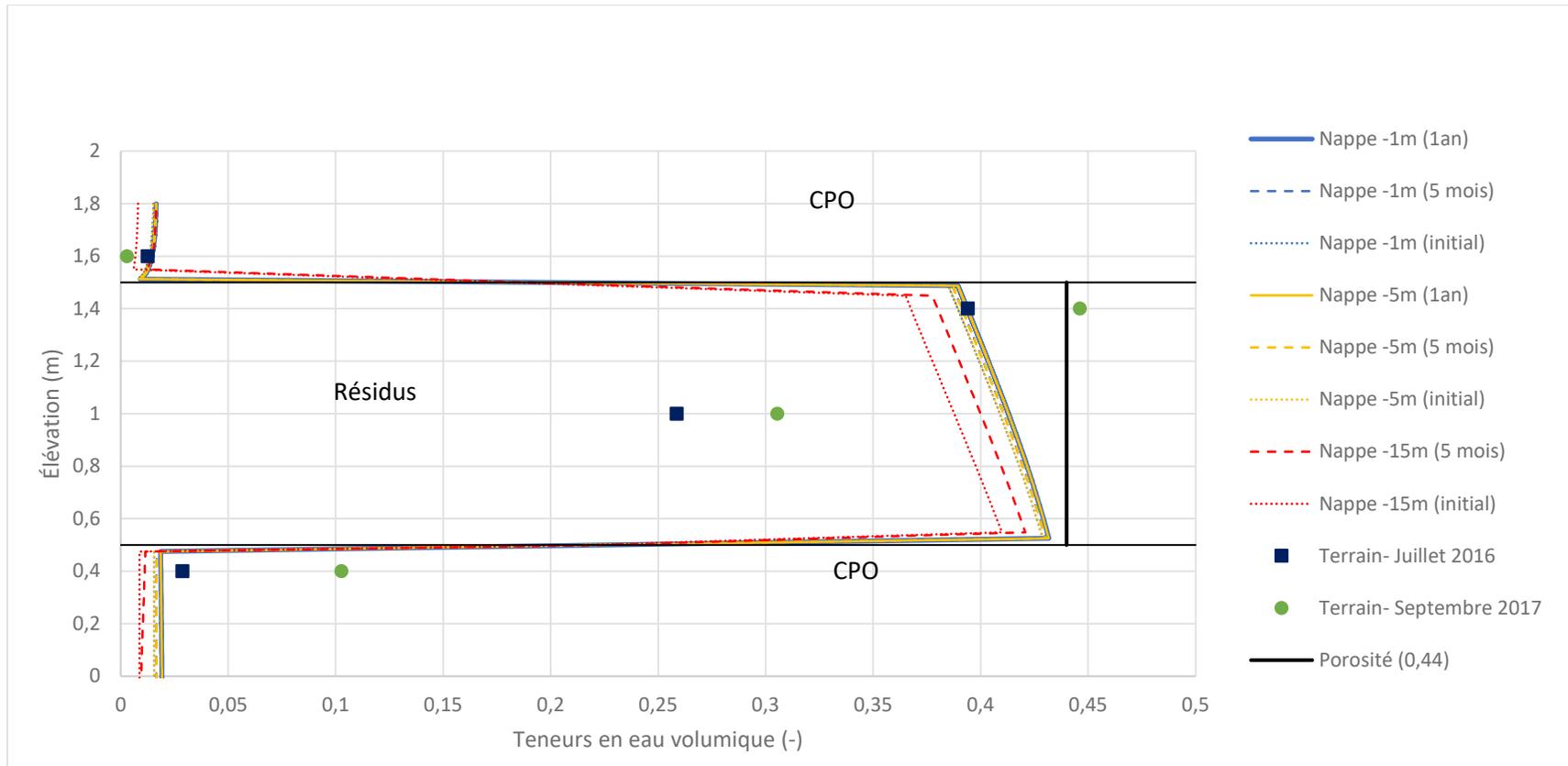


Figure 6.7 : Graphique des teneurs en eau volumiques en fonction de l'élévation dans le recouvrement pour la cellule CS2 (simulations et résultats de terrain)

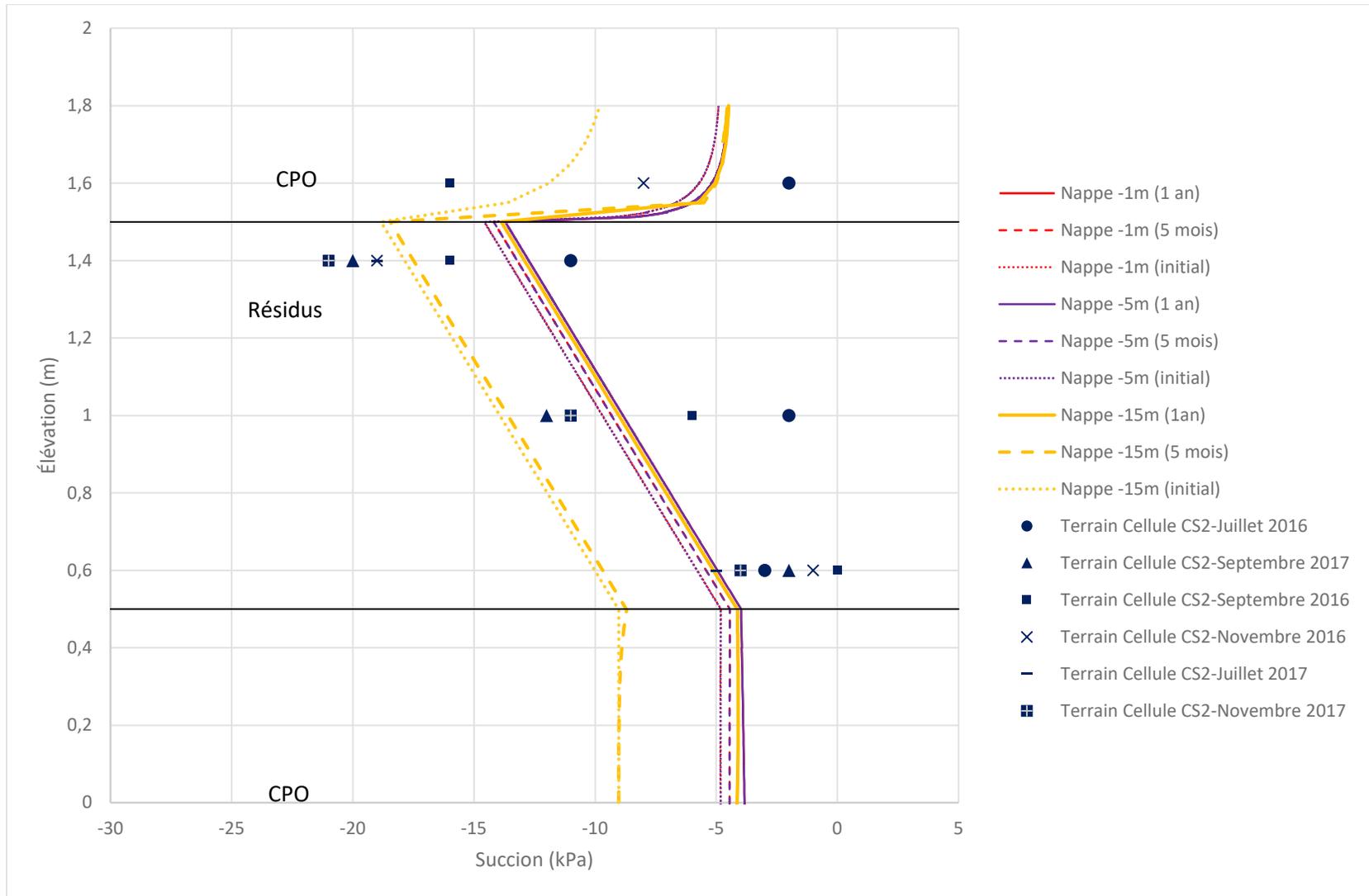


Figure 6.8 : Graphique de succions en fonction de l'élévation dans le recouvrement pour la cellule CS2 (simulations et résultats de terrain)

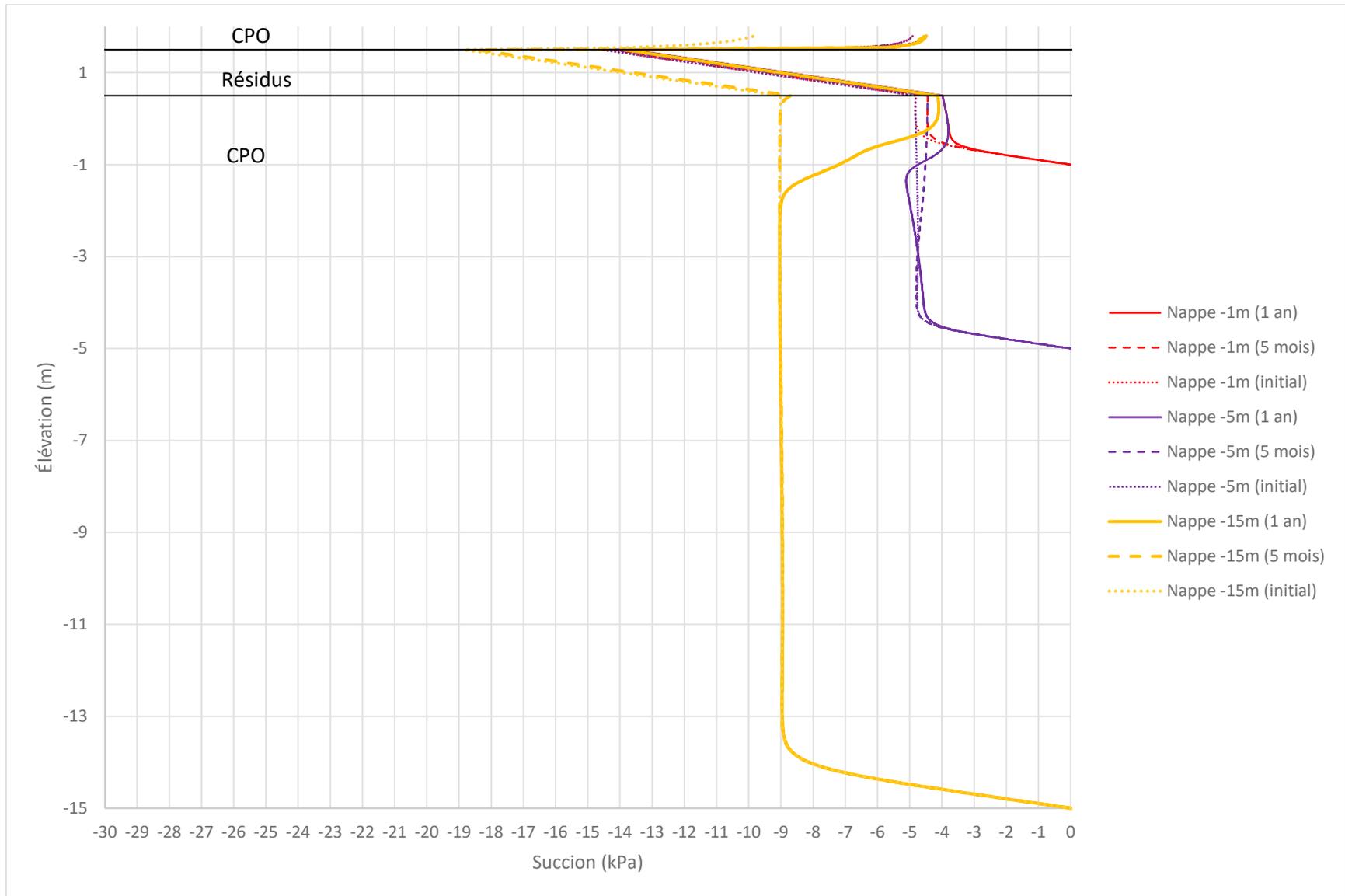


Figure 6.9 : Graphique de succions en fonction de l'élévation pour la cellule CS2 placée sur 1 à 15 m de stériles

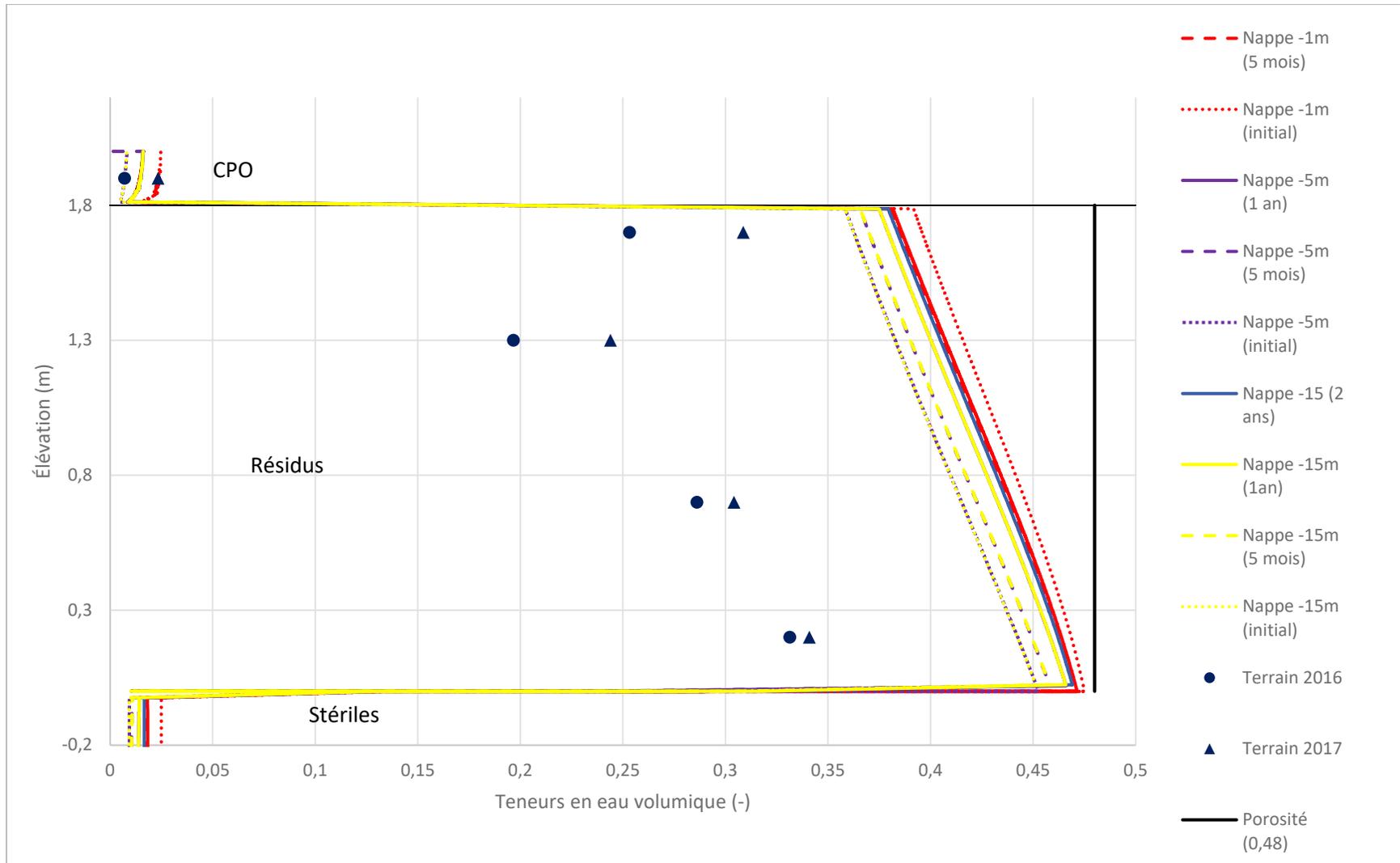


Figure 6.10 : Graphique des teneurs en eau volumique en fonction de l'élévation dans le recouvrement de la cellule CS3 (simulations et résultats de terrain)

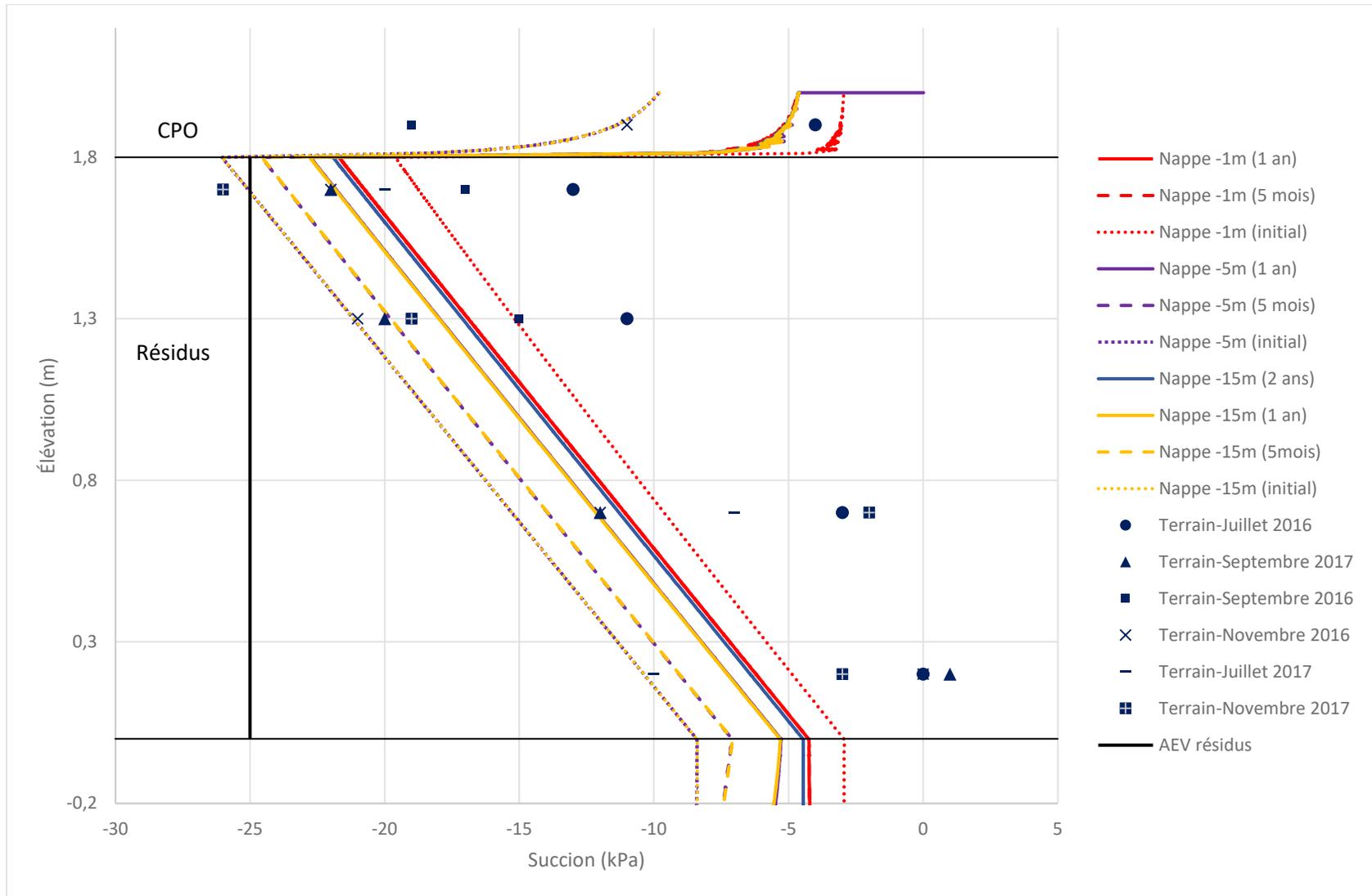


Figure 6.11 : Graphique de succions en fonction de l'élévation dans le recouvrement de la cellule CS3 (simulations et résultats de terrain)

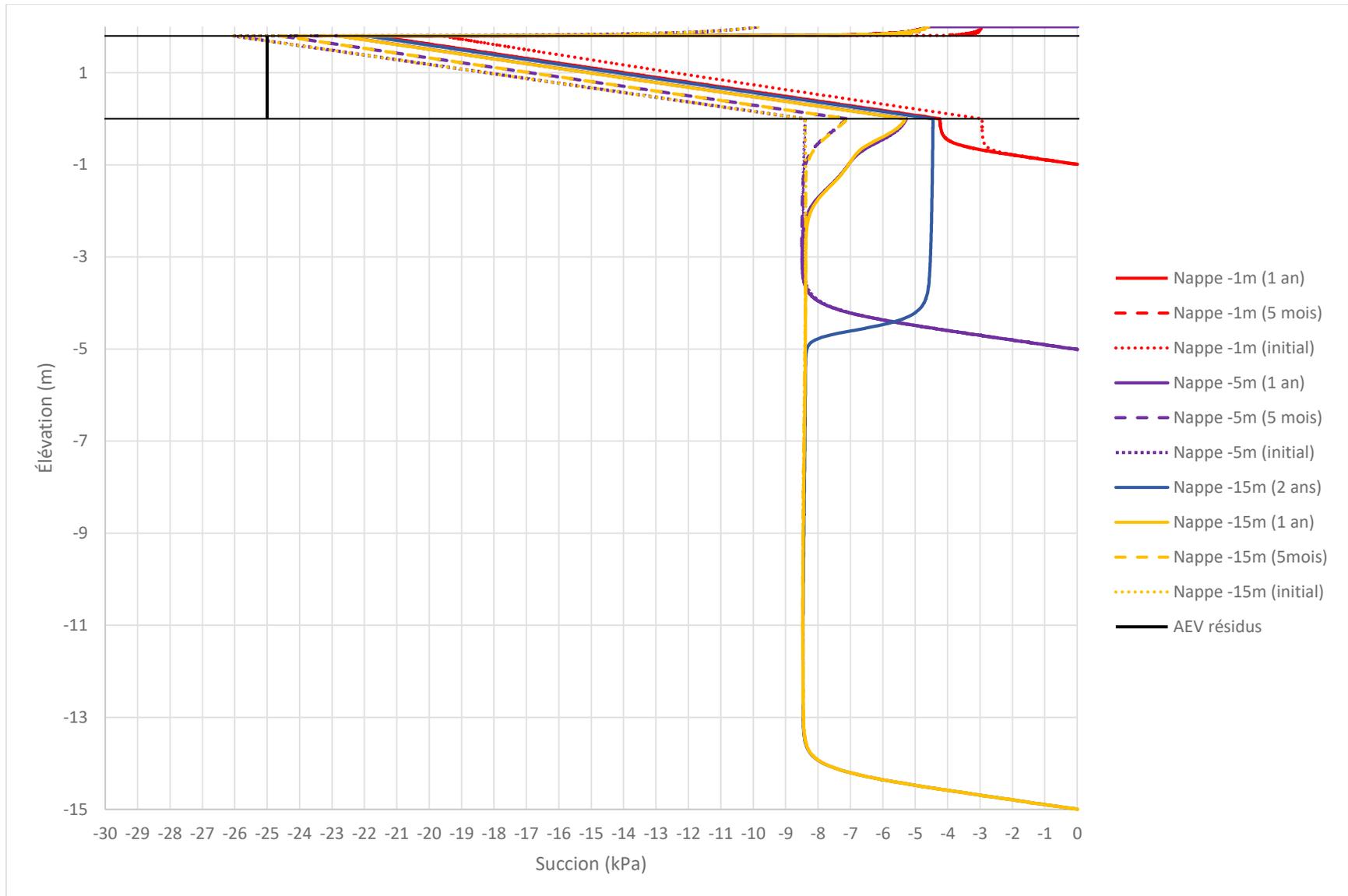


Figure 6.12 : Graphique de succions en fonction de l'élévation pour la cellule CS3 placée sur 1 à 15 m de stériles

Pour les deux cellules, les profils de succions initiaux dans les recouvrements correspondent assez bien aux plages de valeurs obtenues avec les senseurs au cours des deux années de données. Cela répond à l'objectif d'avoir des données initiales qui se rapprochent des valeurs réelles. Étant donné que les succions dans la couche de rétention d'eau sont sous l'AEV des résidus, les valeurs de teneurs en eau volumiques dans cette même couche est près de la saturation.

Les succions tendent vers environ 4 kPa au bas de la couche de rétention d'eau tout au long des simulations et ce, peu importe la cellule et la position de la nappe phréatique simulée. Après une année, pour la cellule CS2, les résultats des simulations avec une nappe phréatique à -1, -5 et -15m montrent des succions identiques, soit 4 kPa au bas de la couche de rétention d'eau et 14 kPa dans le haut. L'état initial des simulation est différents, mais le système s'équilibre aux mêmes valeurs. Pour la cellule CS3, étant donné que la couche de rétention d'eau est plus épaisse, le système prend plus de temps à atteindre l'équilibre. Les succions tendent également vers 4 kPa au bas de la couche de rétention d'eau. Par ailleurs, pour les simulations dont les nappes phréatiques sont à -15 et -5m, les résultats tendent vers cette valeur, mais ne l'atteignent pas en une année (les deux courbes sur le graphique sont une par-dessus l'autre pour le pas de temps de 1 an). La simulation pour laquelle la nappe phréatique est à -15m a donc été redémarrée pour une année supplémentaire sous les mêmes conditions. Les résultats à l'intérieur du recouvrement après deux années sont approximativement les mêmes que celles obtenues pour la nappe phréatique à -1m, soit environ 4,5 kPa au bas de la couche de rétention d'eau et 22 kPa dans le haut.

Au cours de l'année, les valeurs de teneurs en eau volumiques tendent également vers les mêmes valeurs, peu importe la profondeur de la nappe phréatique. Pour la cellule CS2, la valeur de teneur en eau volumique est de 0,43 dans le bas de la couche de rétention d'eau et de 0,34 dans le haut (pour un $n=0,44$) après un an pour toutes les simulations. Le S_r est donc entre 87 et 98% pour cette cellule au haut et au bas de la couche de rétention d'eau respectivement. Les valeurs obtenues sur le terrain dans la section supérieure de la couche de rétention d'eau correspondent mieux aux simulations que celles obtenues dans la partie inférieure. Pour la cellule CS3, comme pour les succions, les valeurs de teneurs en eau volumiques des simulations où la nappe phréatique est à -5 et -15m atteignent les mêmes valeurs que celle où la nappe est à -1m seulement après deux ans. Ces valeurs sont de 0,47 dans le bas de la couche de rétention d'eau et de 0,38 dans le haut (pour un $n=0,48$). Le S_r est donc entre 98% dans le bas et 79% dans le haut pour cette cellule. Les valeurs de teneurs en eau volumiques obtenues lors des simulations sont plus élevées que celles obtenues

sur le terrain, mais la forme du profil est semblable. Étant donné l'épaisseur de la couche de rétention d'eau, selon les simulations, il serait attendu qu'il y ait désaturation dans la partie supérieure puisque les valeurs de succions dépassent l'AEV.

À la suite des simulations 1 à 6, une autre simulation a été effectuée avec des valeurs de teneurs en eau volumiques initiales qui se rapprochent des valeurs obtenues sur le terrain en 2016 pour la cellule CS3 avec une nappe phréatique à 15m sous la cellule (voir section 5.1.1). Tel que mentionné au chapitre 5, les valeurs de teneurs en eau volumiques obtenues avec les senseurs dans les cellules pourraient correspondre à un matériau qui n'est pas encore à l'équilibre en raison des teneurs en eau de mise en place. Cela expliquerait (à tout le moins en partie) que les valeurs de teneurs en eau volumiques ne correspondent pas parfaitement aux succions obtenues sur le terrain (courbe de mouillage vs courbe de drainage). Cette simulation permet de vérifier, avec les conditions frontières présentées précédemment, combien de temps serait nécessaire pour que le système atteigne l'équilibre, et par le fait même les valeurs de teneurs en eau volumiques prédites. Pour ce faire, la simulation initiale en régime permanent a été effectuée avec une différence de charge de pression plus grande que pour les simulations précédentes entre le haut et le bas du modèle. Une charge de 0m a été appliquée au bas du modèle et une charge de -5m a été appliquée en haut du modèle en régime permanent. La simulation a ensuite été effectuée en régime transitoire à partir de cet état initial. Pour cette simulation, les résultats en termes de profils de teneurs en eau volumiques présentés à la figure 6.13 montrent des résultats de modélisation plus proches des valeurs mesurées.

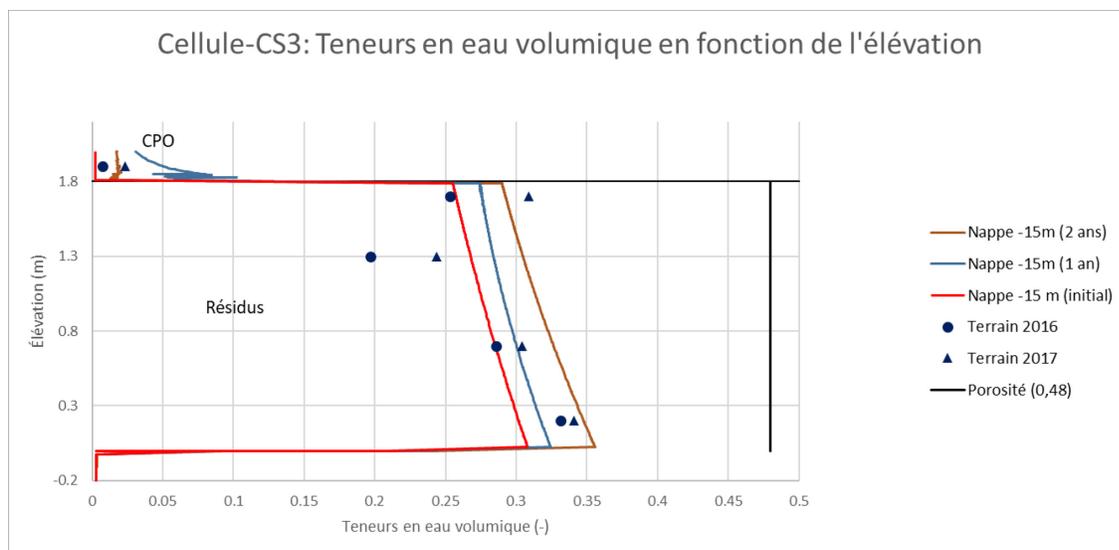


Figure 6.13: Valeurs de teneurs en eau volumiques en fonction de l'élévation pour des conditions initiales différentes

Les résultats montrent aussi que les valeurs de teneurs en eau volumiques dans la couche de rétention d'eau augmentent d'entre 0,02 et 0,04 par année, ce qui correspond assez bien aux résultats obtenus sur le terrain. Au bas de la couche de rétention d'eau, la valeur de teneur en eau volumique initiale était de 0,30, elle est de 0,32 après un an et de 0,36 après deux ans. Cela démontre que la valeur de teneur en eau volumique de mise en place de la couche de rétention d'eau est très importante à court terme puisqu'étant donné le k_{sat} assez faible des résidus, la saturation prend plusieurs années. Par ailleurs, comme pour les simulations précédentes, le pourcentage d'infiltration des précipitations utilisé est de 4%. Ce pourcentage est relativement faible et pourrait être plus élevé dans la réalité. Malgré tout, les résultats s'accordent assez bien aux données des senseurs.

Une autre simulation a été effectuée à partir du même état initial que pour la dernière simulation présentée, mais pour la cellule CS2. Cette simulation avait pour objectif de vérifier s'il y avait une différence entre l'utilisation des précipitations moyennes, tel qu'effectué pour toutes les simulations présentées, et l'utilisation des précipitation réelles journalières (en considérant 4% d'infiltration). Pour ce faire, la simulation a été effectuée avec des flux unitaires équivalents aux précipitation réelles journalières du mois de juillet 2016 (Environnement Canada, 2018) (figure 6.14).

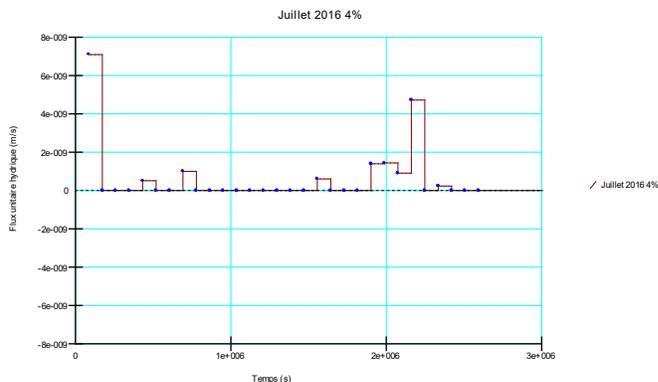


Figure 6.14. Flux unitaire équivalent à 4% des précipitations journalière du mois de juillet 2016

Les mêmes précipitations mensuelles ont été appliquées durant trois mois consécutifs. La figure 6.15 présente les résultats de cette simulation comparés à la même quantité d'eau appliquée selon des précipitations moyennes, soit $1,2 \times 10^{-9}$ m/s, durant trois mois également. Les résultats démontrent qu'il n'y a pas de différences significatives dans les valeurs de teneurs en eau volumiques selon les deux méthodes après cette période de trois mois. Cela confirme que l'approche simplifiée utilisée (précipitation = moyenne mensuelle appliquée de façon constante) donne des résultats similaires à l'approche d'inclure les précipitations journalières.

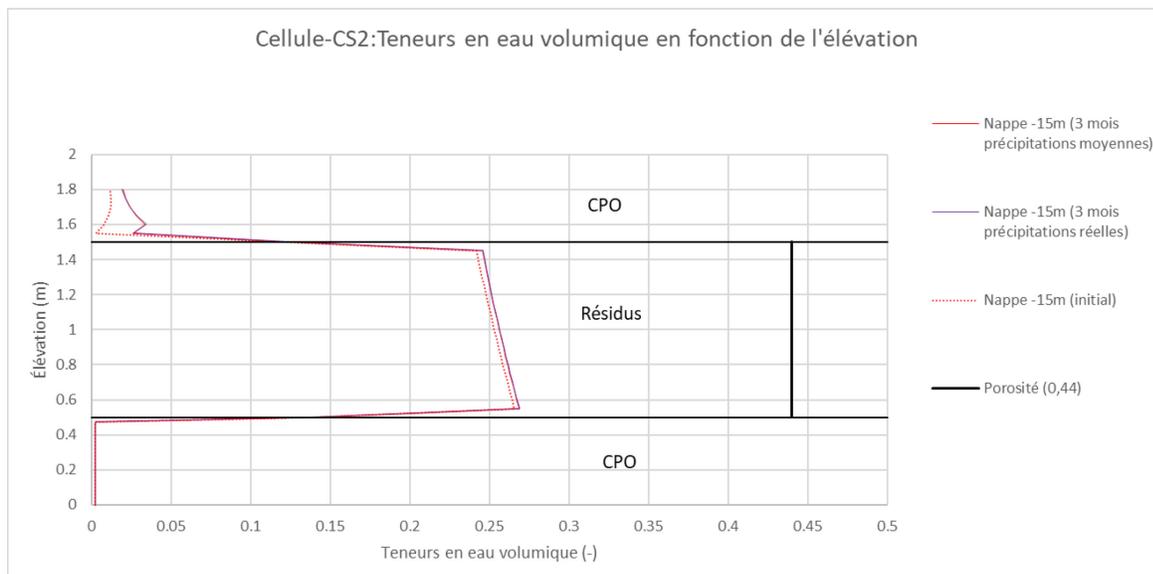


Figure 6.15 : Comparaison des valeurs de teneurs en eau volumiques dans la CS2 après une période de trois mois selon des précipitations réelles et des précipitations moyennes

6.5 Interprétation des résultats numériques

Les résultats des simulations numériques permettent de vérifier certains éléments. D'abord, selon les simulations, peu importe la profondeur de la nappe phréatique, lorsque que le comportement hydrogéologique de la CEBC est simulé, après un certain temps, les succions tendent vers les mêmes valeurs dans la couche de rétention d'eau. Même pour une nappe phréatique simulée à des profondeurs plus grandes, le bris capillaire dans les stériles fait en sorte que les succions n'atteignent jamais des valeurs égales à l'élévation et tendent vers des valeurs plus proches de 4 kPa. Cela confirme ce que l'on observe sur le terrain; les valeurs de succions obtenues avec des senseurs sont semblables à celles obtenues en simulation, et ce même si sur le terrain la nappe est située à environ 100m sous la CEBC. Il semble qu'un pseudo-équilibre s'établit sous le bris capillaire sans lien avec la profondeur de la nappe phréatique (on fait ici l'hypothèse que le même phénomène se reproduirait en simulant la nappe phréatique à des profondeurs encore plus importantes, >15 m).

Les valeurs de teneurs en eau volumiques obtenues avec les senseurs sont plus faibles que celles obtenues lors des simulations. Les simulations numériques donnent des valeurs théoriques de teneurs en eau volumiques et de succions qui devraient être présentes dans les cellules pour les conditions frontières testées et les propriétés hydrogéologiques des matériaux entrées dans le modèle. Tel que mentionné précédemment, ce phénomène pourrait être dû aux valeurs de teneurs en eau volumiques initiales qui sont plus faibles dans la réalité que dans les simulations. Ainsi, le système est présentement davantage en mouillage qu'en drainage alors que les propriétés entrées dans le modèle sont des propriétés obtenues en conditions de drainage. La simulation effectuée avec des conditions initiales différentes, soit des valeurs de teneurs en eau volumiques qui se rapproches de celles obtenues avec les senseur sur le terrain en 2016, démontre que si la teneur en eau volumique de mise en place est de l'ordre de celle présente lors de la construction des cellules, cela pourrait prendre quelques années avant que le système se sature et atteigne l'équilibre (phénomène observé au site Lorraine; Bussière et al. 2009). Cela illustre que, si les valeurs de teneurs en eau volumiques mesurées sont réelles, la CEBC pourrait voir son efficacité augmenter avec les années.

Les modélisations numériques permettent de confirmer les conclusions mentionnées à la section 5.3. En effet, selon les prédictions obtenues lors des simulations numériques et les résultats des essais et mesures sur le terrain, les CEBC testées (sur zones planes) pourraient être efficaces pour diminuer à long terme la diffusion d'oxygène et ainsi contrôler la formation de DMA des stériles sous-jacents.

CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Afin de vérifier l'efficacité de recouvrement de type CEBC pour la restauration de la halde à stériles de grande dimension de la MCM, des cellules expérimentales ont été construites et auscultées pendant plus de deux ans sur le dessus d'une halde à stériles existantes. De plus, un modèle numérique équivalent aux conditions hydrogéologiques des CEBC installées sur le terrain a été développée afin de mieux comprendre leur comportement hydrogéologique des systèmes testés.

7.1 Principales conclusions

De façon plus spécifique, deux cellules expérimentales avec CEBC ont été construites en 2015 sur la halde à stériles de la MCM. Une des cellule était conçue comme une CEBC typique (couche de bris capillaire, couche de rétention d'eau et couche de protection) et l'autre était conçue pour que la halde à stériles fasse état de couche de bris capillaire. Ces cellules ont été construites avec les résidus de la MCM comme couche de rétention d'eau et les stériles concassés de la MCM comme couches de bris capillaire et de protection.

Par la suite, les matériaux de la MCM avec lesquels les cellules ont été construites ont été caractérisés en laboratoire afin de déterminer leurs propriétés hydrogéologiques, minéralogiques, chimiques et physiques. Ces propriétés permettent d'analyser les résultats des essais et mesures effectuées sur le terrain. La caractérisation hydrogéologique (CRE , k_{sat}) et la distribution granulométrique ont principalement été utilisées pour les étapes suivantes du projet.

Le comportement hydrogéologique a été évalué avec des senseurs mesurant la teneur en eau volumique et la succion à différentes profondeurs dans les cellules expérimentales. Avec ces données, le degré de saturation a pu être calculé, ce qui a permis d'évaluer l'efficacité des recouvrement. L'efficacité des recouvrements a également été déterminée par l'évaluation de la migration du gaz à travers du recouvrement. Cela a été testé avec les essais de diffusion/consommation d'oxygène. Ensuite, les données obtenues sur le terrain ont pu être comparées à des données provenant de simulations numériques en une dimension ceci afin de mieux comprendre le comportement hydrogéologique des CEBC installées sur le terrain.

Les mesures de succions et de teneurs en eau volumiques effectuées sur le terrain démontrent bien la création d'effets de barrière capillaire attendus dans une CEBC, et ce, pour les deux cellules. Les

essais de diffusion/consommation d'oxygène ont permis d'estimer les flux à la base des recouvrements qui sont relativement faibles, inférieurs aux objectifs typiques pour les CEBC. Une partie de l'oxygène qui diffuse est consommée par les sulfures contenus dans la couche de rétention d'eau. Les valeurs de teneurs en eau volumiques obtenues sur le terrain ne permettent pas de confirmer l'efficacité en ce qui a trait au degré de saturation. La couche de rétention d'eau a été mise en place à une teneur en eau qui ne garantit pas la saturation au départ, ce qui pourrait expliquer pourquoi les valeurs mesurées sont plus faibles que prévues. Cependant, certaines portions sont plus saturées que d'autres, ce qui pourrait expliquer en partie les faibles flux observés par les essais de diffusion/consommation d'oxygène.

Cette étude a également permis de vérifier l'effet de la profondeur de la nappe phréatique sur le comportement hydrogéologique du recouvrement à l'aide des simulations numériques. Selon les simulations effectuées, il semble que le système atteigne un pseudo-équilibre et que les succions ne soient pas plus élevées lorsque la nappe phréatique est plus éloignée du bas des cellules. Autrement dit, en raison des propriétés non saturées des stériles, il n'y a pas de lien hydraulique entre le bas de la halde et le haut ce qui entraîne une longue période avant d'atteindre l'équilibre hydrostatique. Cette conclusion est importante puisqu'elle ouvre la porte à l'utilisation de CEBC sur le dessus de haldes à stériles de grandes dimensions.

7.2 Recommandations

Suite à cette étude, certaines recommandations peuvent être faites pour de futurs travaux en rapport avec ce sujet.

- Premièrement, il serait opportun de mettre des doublons pour les senseurs de teneurs en eau volumiques et de succions afin de vérifier les données. Cela représente un faible coût par rapport aux coûts de construction total des cellules et peut éviter bien des questionnements. Il est difficile d'ajouter des senseurs à la suite de la construction sans modifier le comportement et les propriétés des matériaux.
- Cette étude a démontré que la teneur en eau de mise en place est importante et doit être considérée dans l'analyse de l'efficacité. Si la teneur en eau de mise en place est faible, on doit s'attendre à ce que plusieurs années soient nécessaires avant que la couche de rétention d'eau soit saturée et que le recouvrement atteigne les niveaux d'efficacité souhaités. Des

teneurs en eau plus élevées devraient être privilégiées lorsque cela est possible, selon les limites de la machinerie utilisée dans la construction.

- Bien entendu, la mise en place d'un recouvrement sur une halde à stériles de grande dimension représente un défi important, particulièrement pour les pentes. Cet aspect ne faisait pas partie de la présente étude, mais a été étudié dans le cas de CEBC construites sur des pentes de parcs à résidus miniers (Bussière, 1999; Aubertin et al., 2009). La pente de la halde à stériles de la MCM devrait probablement être retravaillée (aplanie) afin de pouvoir construire un recouvrement de type CEBC. Le degré de saturation serait probablement difficile à maintenir dans la couche de rétention d'eau sur toute la hauteur de la halde. Des essais en cellules intermédiaires recouvrant plusieurs plateaux et pentes de halde devraient être la prochaine étape d'étude pour ce type de recouvrement. S'il advient qu'il est difficile de maintenir la saturation dans les pentes de la halde, cette technique pourrait être utilisée sur la partie plane, en combinaison avec d'autres techniques.
- Il serait également intéressant d'obtenir des prédictions des conditions hydrogéologiques avec un modèle équivalent à l'aide de simulations numériques avant la construction afin d'optimiser l'épaisseur des couches. En effet, l'épaisseur de la couche de rétention d'eau dans la cellule CS3 (1,8m) pourrait être trop épaisse inutilement. Cela représente des coûts importants sur les centaines d'hectares à recouvrir.
- Les résidus utilisés dans la couche de rétention d'eau pour les cellules expérimentales sont des résidus potentiellement générateurs d'acide provenant du parc à résidus de la mine. La faible quantité de pyrite présente dans les résidus fait en sorte qu'il y a une certaine consommation d'oxygène dans les résidus. Par ailleurs, puisque ces résidus sont PGA, ils ne peuvent être utilisés pour la restauration à grande échelle à moins d'une démonstration claire que les résidus dans le rejet MCM va s'oxyder à une vitesse telle qu'il n'y aura pas de génération de contaminant par le recouvrement qui dépasse les critères environnementaux.
- Si cette démonstration ne s'avérait pas possible, une option serait d'utiliser des résidus désulfurés, des résidus amendés de calcaire ou autres résidus non générateurs d'acide pour construire la couche de rétention d'eau. Il serait intéressant d'effectuer les mêmes essais de consommation d'oxygène pour des cellules semblables construites avec ces matériaux.

En terminant, voici en rafales d'autres aspects qui pourraient être poussés plus loin :

- L'influence des couches de support à la végétation sur le comportement hydrogéologique de la CEBC ;
- La capacité de modèles numériques utilisant d'autres approches que l'écoulement en milieu poreux (ex. milieu fracturé pour simuler les écoulements dans les macropores) pour simuler le comportement hydrogéologique des stériles sous les recouvrements ;
- L'influence des tailles de particules des stériles pour les couches créant les bris capillaires (0-37 mm vs 0-50 mm vs 0-100 mm) ;
- La durée de la consommation d'oxygène par l'oxydation des minéraux sulfureux dans la couche de rétention d'eau.

RÉFÉRENCES

Aachib, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P. (1993). Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide - Un état de la question. - Rapport EPM/RT-93/32. École Polytechnique de Montréal, p. 180 p.

Aachib, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M. W. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in partly saturated media, with applications to soil covers. *Air and Soil Pollution*, 156(163-193).

Adda, Y., Philbert, J. (1996), *La diffusion dans les solides*, Tome I.

Adu-Wusu, C. (2005). Performance evaluation of engineered soil cover systems. Doctor of Philosophy, London, Ontario.

Akindunni, F. F., Gillham, R. W., Nicholson, R. V. (1991). Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 28, p. 446-451.

Amos, R. T., Blowes, D. W., Bailey, B. L., Segó, D. C., Smith, L., Ritchie, A. I. M. (2015). Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Applied Geochemistry*, 57, p. 140-156.

Aubertin, M., Broda, S., Blessent, D. (2013). A novel approach to analyse water flow in waste rock piles to assess slope stability and groundwater contamination.

Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R. P., Crespo, J. R. (1996). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*, 1, p. 3-13.

Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L. (2002a). *Environnement et gestion des rejets miniers - Manuel sur CD-ROM*. Presses internationales Polytechnique.

Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R. P., Aachib, M. (1993). Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le drainage minier acide (DMA). In *proceedings of Geoconfine 93, Geology and Confinement of Toxic Wastes*, Edited by M. Arnould, M. Barrès, and B. Côme, A.A. Balkema, Rotterdam, p. 299-308.

Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.-M., Gagnon, D., Barbera, J.-M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R. P. (1999). Études sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers-Phase II- Essais en place. Rapport NEDEM 2.22.2c., Ministère des ressources naturelles. NEDEM et EADM.

Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., Mbonimpa, M. (2016). Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites, *Geo-Chicago 2016*, Chicago, États-Unis.

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, MEND Project 2.22.2a, Canmet, Ottawa, 164pp.

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*, 46, p. 1146-1164.

Aubertin, M., Fala, O., Bussière, B., Martin, V., Campos, D., Gamache-Rochette, A., Chouteau, M., Chapuis, R. (2002b). Analyse des écoulements de l'eau en conditions non saturées dans les haldes à stériles. Comptes-rendus du Symposium 2002 sur l'Environnement et les Mines. Rouyn-Noranda, Québec, Canada.

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Chouteau, M., Anterrieu, O., Hernandez, M. A., Chapuis, R. P., Bussière, B., Lahmira, B., Lefebvre, R. (2008). Caractérisation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Comptes-rendus du Symposium 2008 sur l'Environnement et les Mines. Rouyn-Noranda, Québec, Canada.

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., Lefebvre, R., Bussière, B., Chapuis, R. P., Chouteau, M., Wilson, G. W. (2005). Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimiques des haldes à stériles, Symposium Rouyn-Noranda: L'Environnement et les Mines, p. 15-18.

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(6), p. 1104-1122.

Aubertin, M., Molson, J., Chapuis, R. P., Cifuentes, E. (2007). Discussion of "Variations in moisture content for soil cover over a 10 year period. Can. Geotech. J.44: 103–106.

Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Maqoud, A. (2015). Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA. Proc. Symp. Mines and Environnement, Rouyn-Noranda, QC, CIM (CD Rom), 67 p.

Aubertin, M., Ricard, J.-F., Chapuis, R. P. (1998). A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. Canadian Geotechnical Journal, 35, p. 55-69.

Awoh, A. S., Bussière, B. (2016). Rapport final PU-2015-07-996: Restauration des stériles et résidus miniers du site Canadian Malartic : Caractérisation au laboratoire, sur le terrain et contrôle de qualité des matériaux de construction, URSTM: Unité de recherche et de service en technologie minérale.

Awoh, A. S., Coulombe, V., Bussière, B. (2016). Rapport intermédiaire PU-2015-07-996: Restauration des stériles et résidus miniers du site Canadian Malartic : Construction et instrumentation des cellules expérimentales, URSTM: Unité de recherche et de service en technologie minérale.

Ayres, B., Lanteigne, L., O'Kane, M. (2009). Whistle Mine backfilled pit cover system-four years after construction, 16th Annual BC/MEND ML/ARD Workshop, Vancouver, BC.

Azam, S., Wilson, G. W., Herasymuik, G., Nichol, C., Barbour, L. S. (2006). Hydrogeological behaviour of an unsaturated waste rock pile: a case study at the Golden Sunlight Mine, Montana, USA. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 66(3), p. 259-268.

Bailey, B. L., Smith, L. J. D., Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Smith, L., Sego, D. C. (2013). The Diavik Waste Rock Project: Persistence of contaminants from blasting agents in waste rock effluent. Applied Geochemistry, 36, p. 256-270.

Bathe, K. J. (1982), Finite element procedures in engineering analysis.

Beckie, R. D., Aranda, C., Blackmore, S. R., Peterson, H. E., Hirsche, D. T., Javadi, M., Blaskovich, R., Haupt, C., Dockrey, J., Conlan, M., Bay, D., Harrison, B., Brienne, S., Smith, L., Klein, B., Mayer, K. U. (2011). A Study of the Mineralogical, Hydrological and Biogeochemical Controls on Drainage from Waste Rock at the Antamina Mine, Peru: An Overview. Proceedings Tailings and Mine Waste 2011, Vancouver, BC.

Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., Marion, P. (2000). Environmental desulphurization of four canadian mine tailings using froth flotation. *International Journal of Mineral Processing*, 6, p. 57-74.

Blott, S. J., Pye, K. (2006). Particle size distribution analysis of sandsized particles by laser diffraction: an experimental investigation of instrument sensitivity and the effect of particle shape, *Sedimentology*, p. 671–685.

Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., Weisener, C. G. (2003). The geochemistry of acid mine drainage MEND (Mine environment neutral drainage).

Bois, D., Poirier, P., Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M. (2005). A feasibility study on the use of desulphurized tailings to control acid mine drainage. *CIM Bulletin*, 98, p. 1-8.

Bolduc, F. (2012). Une étude sur l'utilisation des roches stériles comme inclusions drainantes dans les résidus miniers. Mémoire de maîtrise, Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada. .

Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A., Benzaazoua, M. (2013). Assessment of phosphate limestone wastes as a component of a store-and-release cover in a semiarid climate. *Mine Water and the Env.*, 32, p. 152-167.

Bourrel, S. (2008). Internship report. UQAT in Environment and Mine Wastes Management, Polytechnique, Montreal, QC, Canada.

Bouzahzah, H., Califice, A., R., M.-B., Benzaazoua, M., Pirard, E. (2008). Modal analysis of mineralogical blends using optical image analysis versus X Ray diffraction and ICP, 9th ICAM (Int. Congress for Applied Mineralogy), Brisbane, Australia.

Bréard Lanoix, M.-L. (2017). Caractérisation des propriétés hydrogéologiques de la couche de contrôle des écoulements placée sur la halde à stériles expérimentale à la mine du Lac Tio. Master Thesis.

Broda, S., Aubertin, M., Blessent, D., Hirthe, E., Graf, T. (2014). Improving control of contamination from waste rock piles. *Environmental Geotechnics*.

Broda, S., Hirthe, E., Blessent, D., Aubertin, M., Graf, T. (2013). Using random discrete fractures for representing preferential flow in waste rock piles with compacted layers. *Géo Montréal 2013*.

Bussière, B. (1999). Étude du comportement hydrique de couvertures avec effet de barrière capillaires inclinées à l'aide de modélisation physiques et numériques, Université de Montréal, École Polytechnique.

Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnic Journal*, 44, p. 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), p. 245-265.
- 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), p. 609-622.
- Bussière, B., Leli vre, J., Ouellet, J., Bois, D. (1995). Utilisation de r siduals miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA : analyse technico-économique sur deux cas réels. *Conference on Mining and the Environment*.
- Bussière B, Aubertin M, Chapuis RP (2003) The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.* 40(3): 512-535, doi: 10.1139/T03-001.
- Bussière, B., Maq oud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., Julien, M. (2006). Cover performance at the LTA site, Malartic, Québec, Canada. *CIM Bulletin*, septembre/octobre, Article 20 (disponible en ligne seulement), p. 1-16.
- Canada, E. (2018). "Rapport de données quotidiennes pour juillet 2018." Retrieved Septembre, 2018, from https://climat.meteo.gc.ca/climate_data/daily_data_f.html?hlyRange=2011-08-22%7C2019-11-12&dlyRange=2011-08-25%7C2019-11-12&mlyRange=%7C&StationID=49390&Prov=QC&urlExtension=_f.html&searchType=stnName&optLimit=yearRange&StartYear=2018&EndYear=2018&selRowPerPage=25&Line=1&searchMethod=contains&Month=7&Day=12&txtStationName=val+d%27or&timeframe=2&Year=2018.
- Canada, N. n. d. (2017). Sols- Détermination de la masse volumique du sol en place selon la méthode du c ne de sable CAN/BNQ 2501-060/2011.
- Chapuis, R. P. (2010). Influence of element size in numerical studies of seepage: large-scale or regional studies. *Geotechnical News*, December 2010, p. 34-37.
- 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), p. 616-628.
- Chapuis, R. P., Légaré, P. P. (1992a), A simple method for determining the surface area of fine aggregates and filler in bituminous mixtures. *Asphalt mixture performance*, ASTM, 1147, p. 177-186.
- Chapuis, R. P., Légaré, P. P. (1992b). A simple method for determining the surface area of fine aggregates and fillers in bituminous mixtures. *Effects of aggregates and mineral filler on asphalt mixture performance*. ASTM STP, 1147, p. 177-186.
- Chapuis, R. P., Montour, I. (1992).  valuation de l'équation de Kozeny-Carman pour prédire la conductivité hydraulique. *Proceedings, 45i me conférence Canadienne de Géotechnique*, Toronto, Ontario.
- Chevé, N. (2019).  valuation de la performance des géocomposites bentoniques comme barrière aux fluides dans un contexte de recouvrement minier. *Mémoire de Maîtrise*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Chopard, A. (2017). Évaluation environnementale de minerais sulfurés polymétalliques basée sur une approche minéralogique pluridisciplinaire. Thèse, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Crank, J. (1975), *The Mathematics of Diffusion*.

De Souza, S., Dubé, B., Mercier-Langevin, P., McNicoll, V., Dupuis, C., Kjarsgaard, I. (2019) Hydrothermal alteration mineralogy and geochemistry of the archean world-class Canadian Malartic disseminated-stockwork gold deposit, southern Abitibi Greenstone Belt, Québec, Canada. *Economic Geology*, 114 (6), p.1057-1094.

da Silva, J. C., do Amaral Vargas, E., Sracek, O. (2009). Modeling Multiphase Reactive Transport in a Waste Rock Pile with Convective Oxygen Supply. *Vadose Zone Journal*, 8(4), p. 1038.

Decagon Scientific. "Decagon 5TM VWC + Temp." Retrieved 2019-10-12, 2019, from http://www.ictinternational.com/pdf/?product_id=255.

Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., Martin, V. (2005). Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage, *Post-mining 2005*, Nancy, France.

Dagenais, A.-M., Mbonimpa, M., Bussière, B., Aubertin, M. (2012). A modified oxygen consumption test to evaluate gas flux through oxygen barrier cover systems.

Dimech, A., Chouteau, M., Chou, É., Aubertin, M., Martin, V., Bussière, B., Plante, B. (2017). Monitoring water infiltration in an experimental waste rock pile with time-lapse ERT and multi-parameter data collection. *SAGEEP, Society of exploration geophysicists and environment et Engineering geophysical society*, p. 195-203.

Delage, P., Cui, Y.-J. (2000), *L'eau dans les sols non saturés. Mécanique des sols et géotechnique*, T. d. l'ingénieur, Editions T.I., p. 1-20.

Demers, I. (2008). Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. PHD, Université du Québec en Abitibi Témiscamingue.

Dubé, B., Gosselin, P. (2007), Greenstone-hosted quartz-carbonate vein deposits. Mineral deposits of Canada: a synthesis of major deposit-types. *District Metallogeny, the evolution of geological provinces, and exploration methods*, Geological association of Canada, special publication, p. 49-73.

Dubuc, J., Pabst, T., Aubertin M. (2017) An assessment of the hydrogeological response of the flow control layer installed on the experimental waste rock pile at the lac Tio mine. Article de conference. *GeoOttawa 2017- 70th Canadian Geotechnical conference*, Ottawa, On, Canada. , septembre 2017.

Elberling, B., Nicholson, R. V. (1996). Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. *Water Resources Research*, 32(6), p. 1773-1784.

Elghali, A., Benzaazouaa, M., Bussière, B., Bouzahza, H. (2019). Determination of the available acid-generating potential of waste rock, part II: Waste management involvement. *Applied Geochemistry*, 100, p. 316-325.

- Éthier, M.-P. (2018). Évaluation de la performance d'un système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d'un à rsidus miniers abandonné, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Fala, O. (2008). Analyse des conditions d'écoulement non saturé dans les haldes à stériles, Thèse de doctorat. École Polytechnique de Montréal, Canada
- Fala, O., Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R. P. (2002). Analyses numériques des écoulements non saturés dans les haldes à stériles, CGS-IAH Conf. Niagara Falls 2002.
- Fala, O., Molson, J., Aubertin, M., Dawood, I., Bussière, B., Chapuis, R. P. (2013). A numerical modelling approach to assess long-term unsaturated flow and geochemical transport in a waste rock pile. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 27(1), p. 38-55.
- Fala, O., Molson, J. W., Aubertin, M., Bussiere, B. (2005). Numerical modelling of flow and capillary barrier effects in unsaturated waste rock piles. *Mine Water and the Environment*, 24(4), p. 172-185.
- Fredlund, D. G., Rahadjo, H. (1993), *Soil mechanics for unsaturated soils*.
- Fredlund, D. G., Rahardjo, H., Fredlund, M. D. (2012), *Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice*, NewYork.
- Freeze, R. A., Cherry, J. A. (1979), *Groundwater*.
- Gamache-Rochette, A. (2004). Une étude de caractérisation en laboratoire et sur le terrain des écoulements de l'eau dans les roches stériles, École Polytechnique de Montréal.
- Geo-Slope International Ltd. (2017) *Heat and mass transfer modeling with GeoStudio 2018*. Calgary, AB, Canada.
- Golder et associés (2015). *Mine Canadian Malartic- Plan de restauration- Mise à jour 2015*.
- Gosselin, M. (2007). Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réatifs sur la diffusion et la consommation d'oxygène PHD, École Polytechnique de Montréal.
- Gosselin, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., Martin, V. (2011). An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings. *Proceedings of the ERTEP*.
- Hamdi, J., Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M. (2008). Oxygen monitoring in a cover with capillary barrier effects, *GeoEdmonton08*.
- Hillel, D. (1998), *Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations*.
- Hinkelmann, R. (2005), *Efficient Numerical Methods and Information-Processing Techniques for Modeling Hydro and Environmental Systems*, Verlag Berlin Heidelberg.
- Holtz, R. D., Kovacs, W. D. (1991), *Introduction à la géotechnique*.
- Kalonji-Kabambi, A. (2014). Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effet de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers. *Maîtrise en sciences appliquées*, École polytechnique de Montréal.

- Kalonji-Kabambi, A., Bussière B., Demers, I. (2017). Hydrogeological behaviour of covers with capillary barrier effects made of mining material.
- Kaluarachchi, J., Parker, J. C. (1989). An efficient finite element method for modeling multiphase flow. *Water Resources Research. Geotechnical and Geological Engineering*, 35(3), p.1199-1220.
- Lambe, T. W., Whitman, R. V. (1979), *Soil Mechanics*, New York.
- Larochelle, C. (2018). Utilisation des stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire. *Maîtrise en génie minéral, École polytechnique de Montréal*.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., Gelinas, P. (2001). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage 1: Conceptual model and system characterization. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52, p. 137–164.
- LeFevre, E. W. (1966). Determination of correlation between nuclear moisture/density tests and standard tests on certain gravel bases in southern Arkansas. Final report. Arkansas Univ ., Fayetteville (USA). Dept. of Civil Engineering.
- Lessard, F. (2018). Évaluation de couvertures isolantes avec effets de barrière capillaire faites de résidus désulfurés afin de contrôler le drainage minier acide en condition nordique. *Maîtrise en génie minéral, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue*.
- Lessard, G. (2011). Essais d'infiltration sur la halde à stérile Petit-Pas de la mine Tio, Havre-St-Pierre. Rapport présenté en vue de l'obtention du diplôme de maîtrise en ingénierie, École polytechnique de Montréal.
- Maqsood, A., Bussière, B., Aubertin, M. (2012). Predicting hysteresis of the water retention curve from basic properties of granular soils. *Geotechnical and Geological Engineering*, October 2012, Volume 30(5), p. 1147-1159.
- Maqsood, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Bussière, B., Aubertin, M., Wilson, W. G. (2007). Instrumentation and monitoring techniques for oxygen barriers used to control acid mine drainage, *Mining Industry Conference, Montreal*.
- Maqsood, A., Bussière, B., Michel, A., Mbonimpa, M. (2004). Hysteresis effects on the water retention curve: a comparison between laboratory results and predictive models. *The Canadian Geotechnical Soc., Richmond, BC*.
- Martin, V. (2003). Études des propriétés non saturées des stériles miniers. Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de maîtrise ès en sciences appliquées, École polytechnique de Montréal.
- Martin, V., Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R. P. (2003). Evaluation of unsaturated flow in mine waste rock.
- Martin, V., Bussière, B., Plante, B., Pabst, T., Aubertin, M., Medina, F., Lanoix, M.-L. B., Dimech, A., Dubuc, J., Poaty, B., Wu, R., McKenzie, J., Broda, S., Berlin, G., Chen, D. (2017). Controlling water infiltration in waste rock piles: Design, construction, and monitoring of a large-scale in-situ pilot test pile, *Geo Ottawa 2017, Ottawa, Canada*.
- Mbonimpa, M., Aachibb, M., Aubertin, M., Bussière, B. (2002a). Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials. *Rapport EPM-RT-2002-04., École Polytechnique de Montréal*

- Mbonimpa, M., Aubertin, M. (2003). Mouvements des gaz en milieux poreux partiellement saturés. Rapport Technique EPM-RT-2003-04., École Polytechnique de Montréal.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Achib, M., Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5), p. 916-932.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Dagenais, A.-M., Bussière, B., Julien, M., Kissiova, M. (2002b). Interpretation of field tests to determine the oxygen diffusion and reaction rate coefficients of tailings and soil covers, CGS-IAH Conf. Niagara Falls, Niagara Falls.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Maqsood, A., Bussière, B. (2006). Predictive model for the water retention curve of deformable clayey soils. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, 10.1061, p. 1121-1132.
- Mbonimpa, M., Chapuis, R. P., Bussière, B., Aubertin, M. (2002c). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20, p. 235–259.
- MEND (2000). MEND manual volume 3- Prediction MEND 5.4.2c
- MEND (2004). Design, construction and performance monitoring of cover systems for waste rock and tailings, Canadian Mine Environment Neutral Drainage Program, Project 2.21.4, July.
- Merkus, H. (2009), Particle Size Measurements, Springer Netherlands.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2012). Directive 019 sur l'industrie minière.
- 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.
- Monecke, T., Mercier-Langevin, P., Dubé, B., Frieman, B. M. (2017). Geology of the Abitibi Greenstone Belt. *Economic Geology*, 19, p. 7-49.
- Morin, K. A., Gerencher, E., Konasewich, D. E. (1991). Critical literature review of acid mine drainage. Report for the Mine Environment Neutral Drainage (MEND) program. .
- Nichol, C., Smith, L., Beckie, R. (2005). Field-scale experiments of unsaturated flow and solute transport in a heterogeneous porous medium. *Water Resources Research*, 41(5), p. n/a-n/a.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A., Reardon, E. J. (1989). Eduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol. 26(n° 1), p. 1-8.
- O'Kane, M., Wilson, G. W., Barbour, S. L. (1998). Instrumentation and monitoring of an engineered soil cover system for mine waste rock. *Canadian Geotechnical Journal*, 35, p. 828-846.
- Pabst, T. (2011). Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Ph.D. Thesis, École Polytechnique de Montréal.
- Pergoedova, A. (2012). Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire. Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de maîtrise en sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal.

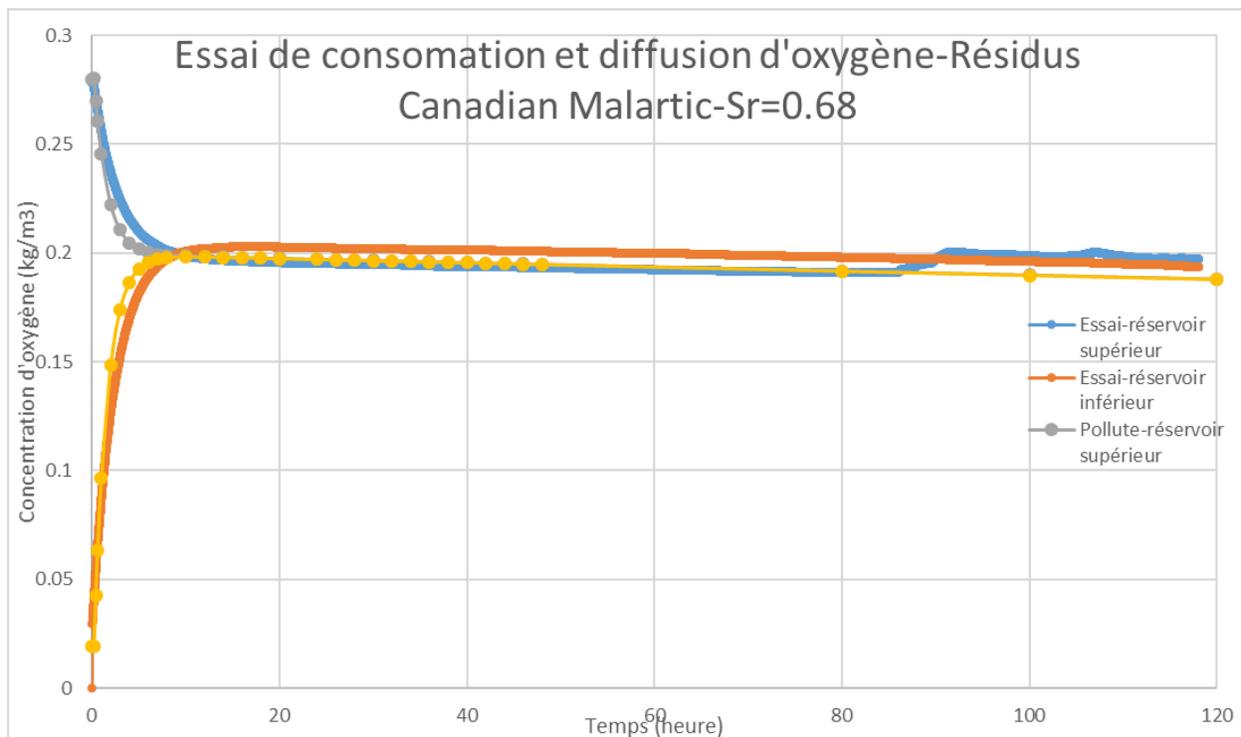
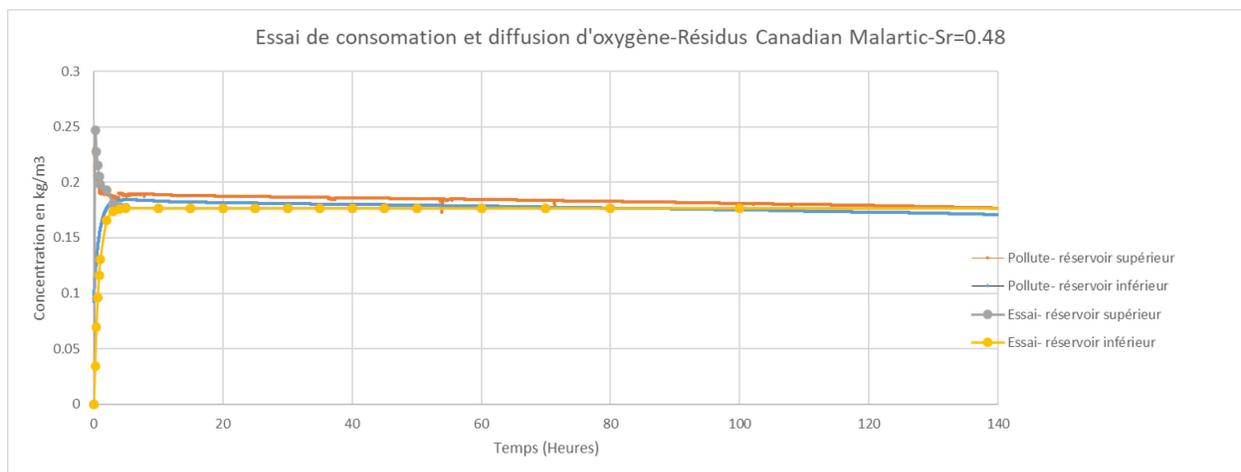
- Philip, J. R. (1957). The theory of infiltration: Sorptivity and algebraic infiltration equations. *Soil Science*, 84, p. 257-264.
- Pilote, P. (2013), *Géologie Malartic: Ministère des Ressources Naturelles du Québec*, Map CG-32D01D-2013-01, scale 1:20,000.
- Poirier, A. (2019). Étude du comportement thermique d'une halde à stériles en milieu nordique. *Maîtrise en génie minéral*, Polytechnique de Montréal.
- Pouliot, S., Bussière, B., Dagenais, A.-M., Wilson, W., Létourneau, Y. (2019). Evaluation of the use of sulphide paste rock as cover material in mine reclamation.
- Reynolds, W. D., Lewis, J. K. (2012). A drive point application of the Guelph Permeameter method for coarse-textured soils. *Geoderma*, 187–188, p. 59–66.
- Ritchie, A. I. M. (1994). The waste-rock environment. In: Jambor ., Blowes, D.W. (Eds.). *Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-wastes*, Short Course Handbook, vol. 22. , Mineralogical Association of Canada, p. 201-245.
- Rowe, R. K., Booker, J. R. (2004). *Pollutev7 Reference Guide*. GAEA Technologies Ltd.
- Rowe, R. K., J.R., B., Fraser, M. J. (1994). *POLLUTEv6 and POLLUTE-GUI user's guide*. GAEA Environmental Engineering Ltd., London, Ont.
- Sherlock, E. J., Lawrence, R. W., Poulin, R. (1995). On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals., *Environmental Geology*, 25, p. 43-54.
- Si, B. C., Kachanoski, R. C. (2000). Unified solution for infiltration and drainage with hysteresis: theory and field test. *Soil science society of America journal* 64, p. 30-36.
- Skoog, D. A., Hauer, F., Crouch, S. R. (2017). *Principles of instrumental analysis: Cengage learning*.
- Smith, L., López, D. L., Beckie, R. D., Morin, K., Dawson, R., Price, B. (1995). *Hydrogeology of Waste Rock Dumps*. MEND Associate Project PA-1, Natural Resources Canada.
- Smith, L. J. D., Moncur, M. C., Neuner, M., Gupton, M., Blowes, D. W., Smith, L., Segó, D. C. (2013). The Diavik Waste Rock Project: Design, construction, and instrumentation of field-scale experimental waste-rock piles. *Applied Geochemistry*, 36, p. 187-199.
- The American Society for Nondestructive testing (ASTM), I. (2017). 16(1), p. 1-6.
- Urrutia, P., Wilson, W., Aranda, C., Peterson, H., Blackmore, S., Sifuentes, F., Sanchez, M. (2011). Design and construction of field-scale lysimeters for the evaluation of cover systems at the Antamina mine, Peru. *Proceedings Tailings and Mine Waste 2011*, Vancouver, BC.
- U.S. Environmental protection agency (USEPA) (1994). *Acide mine drainage prediction*, O. o. s. w. s. w. branch, EPA 530-R-94-036.
- van Genuchten, M. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America*, 44, p. 892-898.
- van Genuchten, M., Leij, F. J., Yates, S. R. (1991). The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. , EPA/600/2-91/065., E. P. Agency.
- Weeks, B., Wilson, G. W. (2005). Variations in moisture content for a soil cover over a 10 year period. *Canadian Geotechnical Journal*, 42(6), p. 1615-1630.

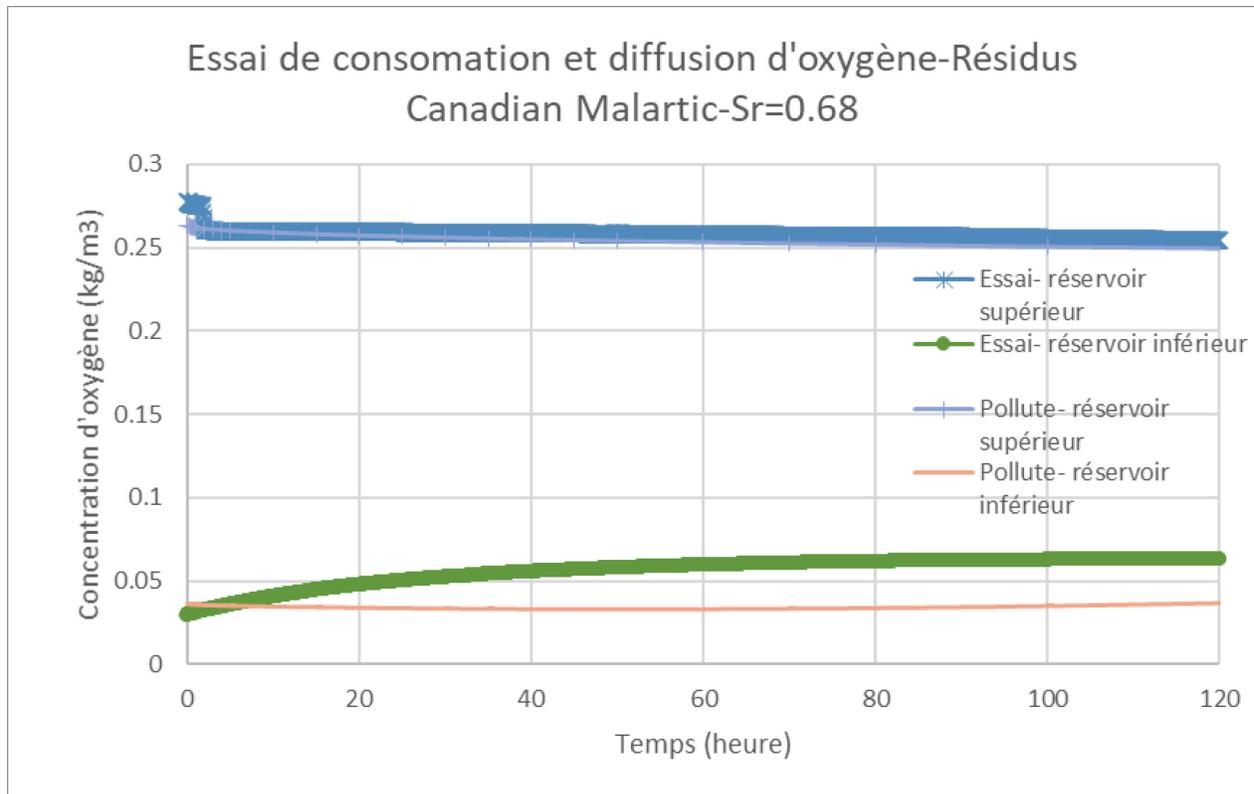
- Whitmore, A. P., Heinen, M. (1999). The effect of hysteresis on microbial activity in computer simulation models. *Soil Science Society of America Journal*, 63, p. 1101-1105.
- Williams, D. J., Currey, N. A., Ritchie, P., Wilson, G. W. (2003). Kidston waste rock dump design and "store and release" cover performance seven years on. *The Australian Institute of Mining and Metallurgy: Melbourne, Proceedings sixth international conference on acid rock drainage*.
- Wilson, W. (2018). The observed long-term performance of a barrier cover constructed on a waste rock dump in British Columbia and a de-sulphurized tailings cover over tailings in Ontario.
- Woyshner, M. R., Yanful, E. K. (1995). Modelling and field measurements of water percolation through an experimental soil cover on mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 32(4), p. 601-609.
- Yazdani, J., Barbour, L., Wilson, W. (2000). Soil water characteristic curve for mine waste rock containing coarse material, *Proceedings environmental engineering speciality conference of the CSCE & Spring Conference of the geoenvironmental division of the Canadian geotechnical society London 6th & 2nd, Canada*, p. 198-202.
- Young, R. A. (1995), *The rietveld method*.
- Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, K., McMullen, J. (2001). Capillary cover design for leach pad closure, *SME Annual Meeting, Denver, Colorado*.
- Zhan, G., Milczarek, M., Keller, J., Giraudo, J. (2013a). 11 Year Evapotranspiration Cover Performance Summary - AA Leach Pad at Barrick Goldstrike Mines. *Technical article*. .
- Zhan, G., Milczarek, M., Keller, J., Giraudo, J. (2013b). The AA leach pad cover design – a successful reclamation project at a Nevada gold mine. *Reliable Mine Water Technology, IMWA 2013*, p. 237-242.

ANNEXES

ANNEXE A- ESSAIS À DEUX RÉSERVOIRS

Voici les graphiques obtenus lors des essais à deux réservoirs. Les paramètres entrés sont présentés à la section 3.2.3.3.





ANNEXE B- ESSAI D'INFILTRATION D'EAU

Un essai d'infiltration d'eau a été effectués le 9 septembre 2016 sur les cellules CS2 et CS3 afin de saturer le plus possible la couche de rétention d'eau.

Un petit camion-citerne (camion d'incendie) pouvant contenir plus de 2000 gallons (500 m³) a été utilisé. La pression d'eau a été réglée pour obtenir un jet d'eau similaire à des précipitations. Quatre chaudières ont été insérées à différents endroits sur le dessus des cellules afin de mesurer approximativement la hauteur d'eau ayant été versée. L'arrosage étant inégal, cette mesure a été utilisée à titre indicatif seulement afin de vérifier l'uniformité et la quantité de précipitations approximative. Le jet a été déplacé de chaque côté et au-dessus des cellules durant l'arrosage pour uniformiser l'arrosage sur toute la largeur des cellules. Pour le premier essai sur la cellule CS2, l'essai a été débuté à 11 h 20 et s'est terminé à 12 h 16, pour environ 20 minutes d'arrosage (l'arrosage n'était pas effectué en continu). Des arrêts étaient effectués au long de l'essai pour prendre des mesures de succions avec un appareil de type Watermark qui récolte les données des senseurs placés dans les couches du recouvrement. Environ 80 mm de précipitation ont été simulées pour cette cellule. Pour la cellule CS3, l'essai a débuté à 10 h et s'est terminé à 11 h. La période d'arrosage a été d'environ 40 minutes. Environ 69 mm d'eau ont été récoltés dans les chaudières.

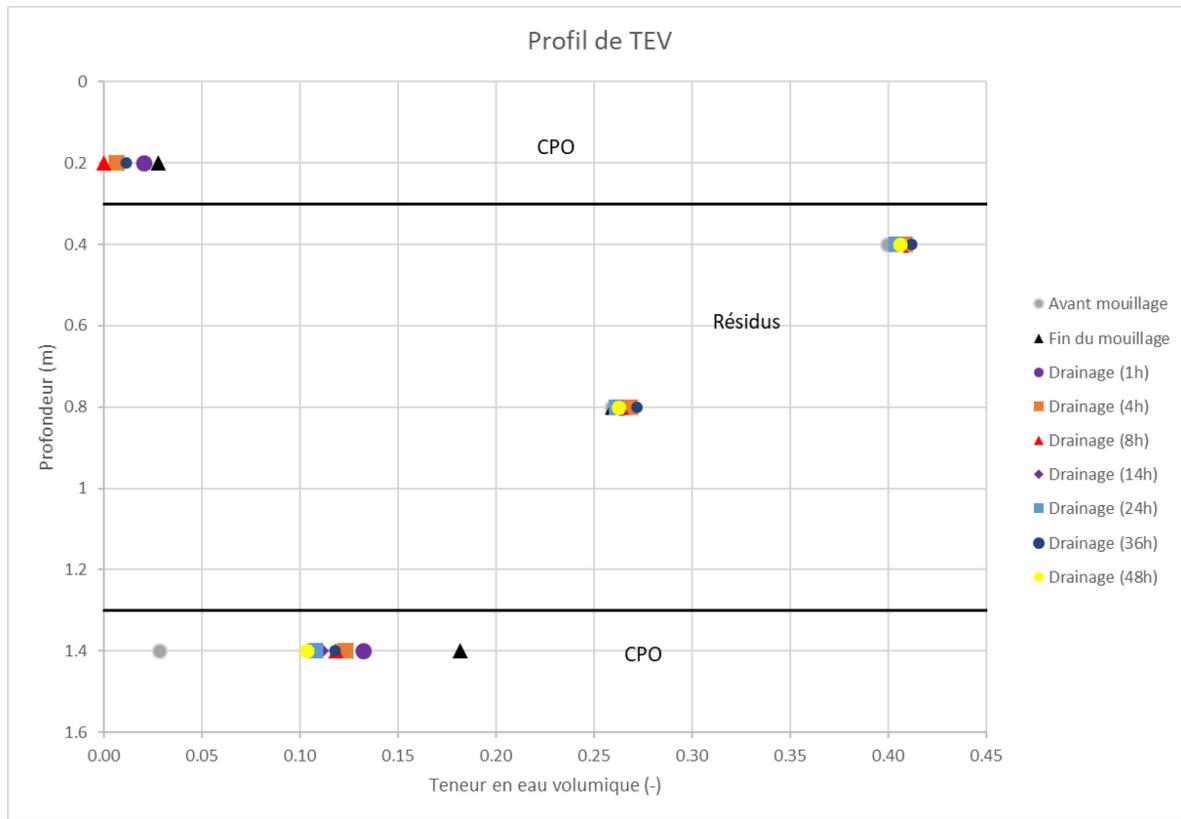
Les senseurs de teneurs en eau volumiques ont été programmés pour enregistrer des données aux deux minutes pendant l'essai jusqu'à environ une heure suivant l'essai. Les valeurs de succions ont été récoltées aux 5 à 10 minutes durant l'essai. Des profils de teneurs en eau volumiques et de succions durant et après le mouillage montrent le comportement du recouvrement dans un cas de précipitation extrême et permet de vérifier les valeurs obtenues pour les CRE d'eau mesurées en laboratoire et prédites. Pour la cellule CS3, les succions récoltées automatiquement par les enregistreurs de données sont improbables et les lectures manuelles ont seulement été effectuées jusqu'à 1 h 30 après l'essai. Le graphique ne présente donc pas les données après cette période. Pour la cellule CS2, les teneurs en eau volumiques et les succions n'ont pas varié au cours du mouillage, c'est pourquoi une seule valeur est présentée pour représenter le mouillage sur le graphique.

Il y a eu percolation sur les côtés de la cellule CS3 à partir de précipitations approximatives de 40 mm d'eau, alors que cela n'a pas été observé clairement dans la cellule CS2. L'eau de percolation semblait sortir du milieu de la couche de rétention d'eau de résidus MCM.

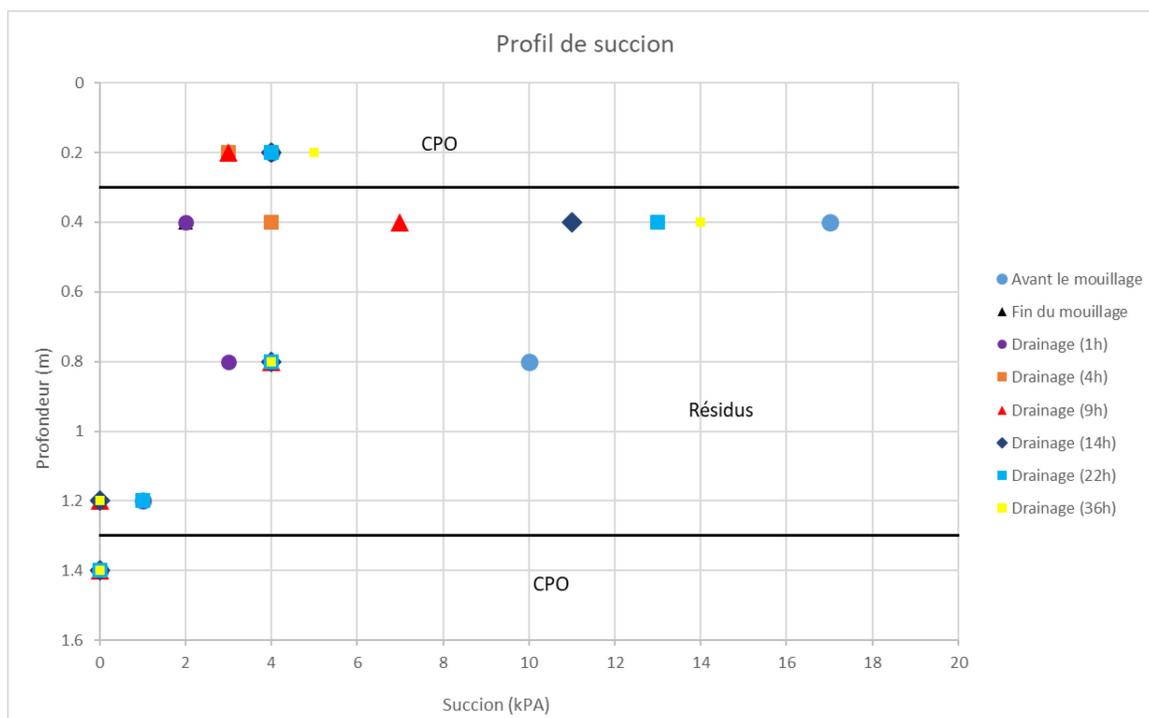
Pour la cellule CS2, les valeurs de teneurs en eau volumiques en mouillage étaient de 0,03 (9 % de saturation) et elle a augmenté jusqu'à 0,18 (55 % de saturation) durant le mouillage dans la couche de bris capillaire. Cela démontre qu'au moins une certaine quantité d'eau pénétrait dans la cellule. L'augmentation des valeurs de teneurs en eau volumiques dans la couche de rétention d'eau est négligeable. Dans la couche de rétention d'eau, les valeurs de teneurs en eau volumiques n'ont pas varié au cours de l'essai. Les valeurs de succions ne correspondent pas aux valeurs de teneurs en eau volumiques. Elles ont diminué durant l'essai dans toute la couche de rétention d'eau, mais elles étaient déjà sous l'AEV des résidus. À 0,4 mètre de profondeur, la succion était de 17 kPa avant le mouillage et elle a descendue à 2 kPa à la fin de l'essai.

Pour la cellule CS3, les valeurs de teneurs en eau volumiques de la couche de rétention d'eau ont augmenté tout au long de l'essai. La saturation dans le haut de la couche de rétention d'eau a atteint les 80 % alors qu'environ 70 % de saturation a été atteint dans le bas de la couche en considérant une porosité de 0,48. La percolation d'eau a probablement fait en sorte que la quantité totale d'eau n'a pas traversé jusqu'au bas de la couche. La succion se rapprochait de 0 kPa dans le haut de la couche de rétention d'eau au long de l'essai alors qu'elle n'a pas varié dans le bas. Ce qui appuie le fait que la percolation de l'eau a fait en sorte que l'eau ne traversait pas.

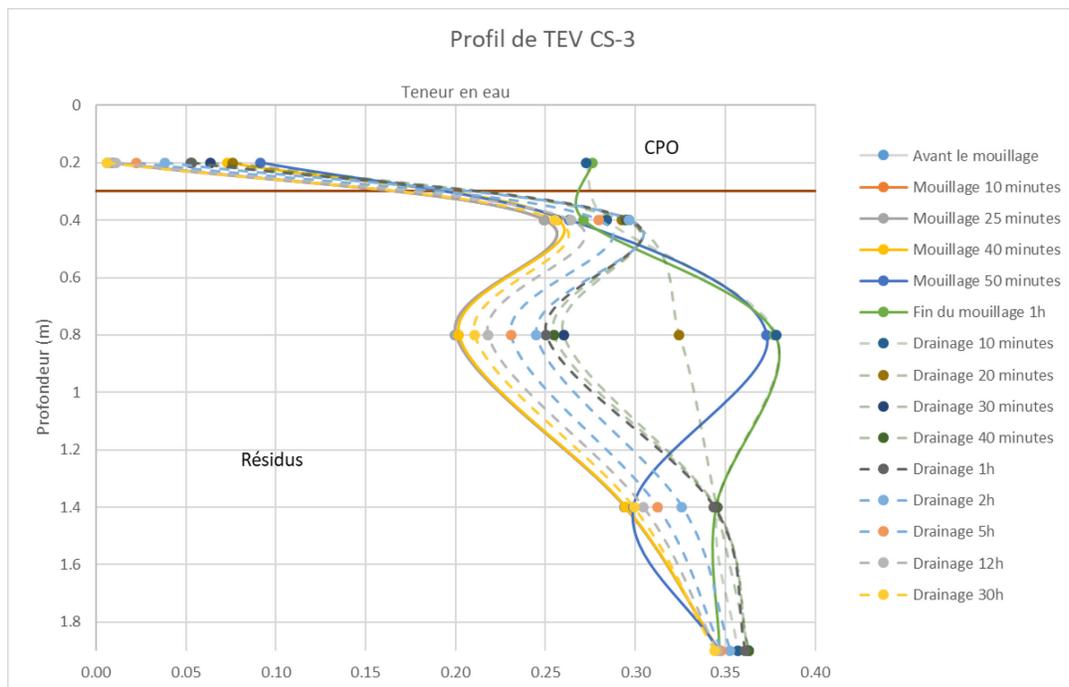
Les valeurs de teneurs en eau volumiques et de succions obtenues en mouillage et en drainage ont été superposées sur les CRE prédites et calculées pour un $n=0,4$. Plusieurs valeurs de succions sont sous l'AEV des résidus (30 kPa) alors que les valeurs de teneurs en eau volumiques ne sont pas près de la saturation. Il est habituel que les valeurs obtenues en mouillage soient sous la courbe obtenue en drainage, comme les valeurs de la cellule CS3. Cela démontre que soit la CRE obtenue avec la *tempe cell* est erronée, soit que les valeurs de teneurs en eau volumiques sont sous-estimées par endroit.



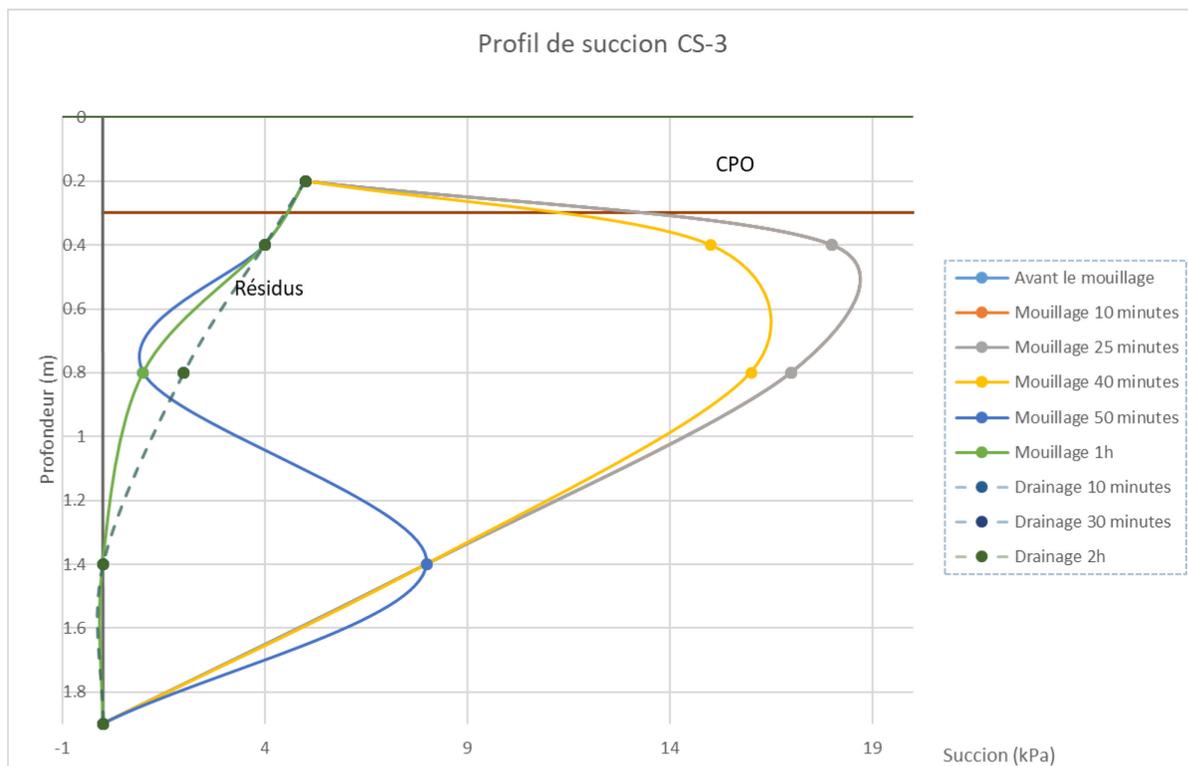
Profil de teneurs en eau volumiques pour la cellule CS2 durant le mouillage et le drainage



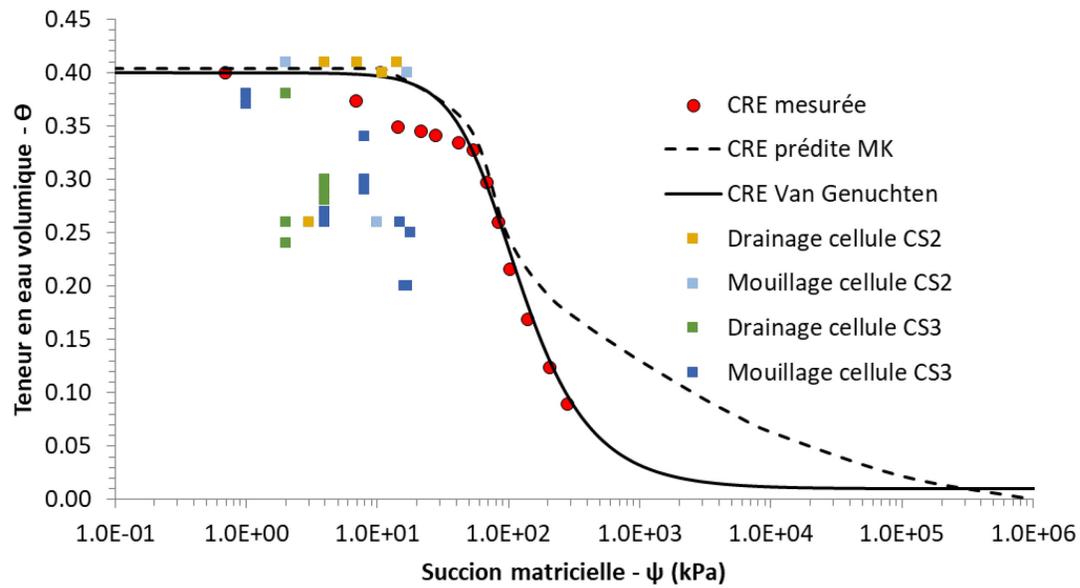
Profil de succions pour la cellule CS2 durant le mouillage et le drainage



Profil de succions pour la cellule CS2 durant le mouillage et le drainage



Profil de teneurs en eau volumiques pour la cellule CS3 durant le mouillage et le drainage



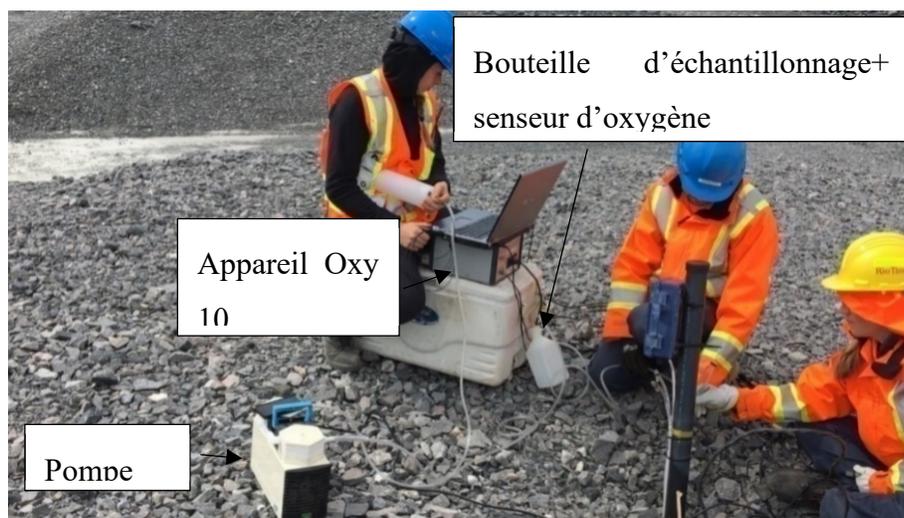
Valeurs de succions et de teneurs en eau volumiques obtenues lors de l'essai d'infiltration superposées aux courbes de rétention d'eau mesurées et prédites

ANNEXE C – RÉSULTATS DES MESURES D'OXYGÈNE INTERSTITIEL

Un système de tube visant à échantillonner les gaz interstitiels a été installé dans les cellules; ces tubes peuvent être connectés à une pompe liée à un système de mesure de la concentration en oxygène. Un profil de vertical de concentration d'oxygène peut être effectué avec ces données pour vérifier l'efficacité du recouvrement quant à sa capacité à contrôler la diffusion d'oxygène. Ces tubes ont été placés de façon à ce que l'extrémité inférieure soit à différentes profondeurs dans la couche de rétention d'eau et que l'extrémité supérieure soit au-dessus de la cellule.

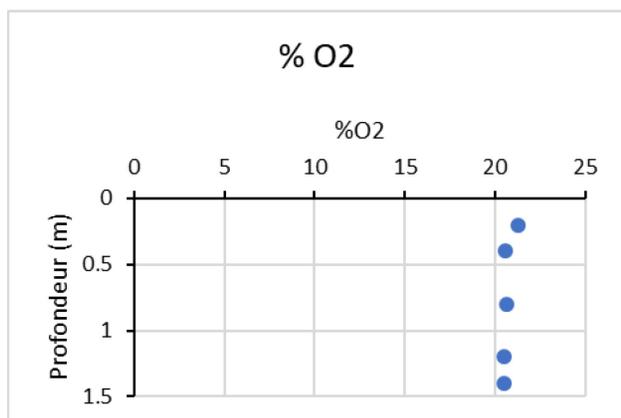
Pour réaliser cet essai, une génératrice est utilisée pour faire fonctionner une pompe. Cette pompe est reliée au tube d'échantillonnage par lequel de l'air est pompé jusque dans une bouteille de plastique dans laquelle un capteur optique d'oxygène est inséré. Ce capteur est relié à un appareil de lecture de type Oxy 10 de la compagnie PreSens GmbH qui est lui-même relié à un ordinateur permettant de visualiser les lectures.

L'essai se déroule en réalisant le pompage de l'air à chaque tube. Les lectures sont suivies sur l'ordinateur (logiciel *HOBO Ware*) tout au long de l'essai. Lorsque la concentration d'oxygène est stable (après quelques minutes), le pompage peut être effectué dans le tube suivant. Plus d'informations concernant cette technique peuvent être trouvés dans Hamdi (2008).

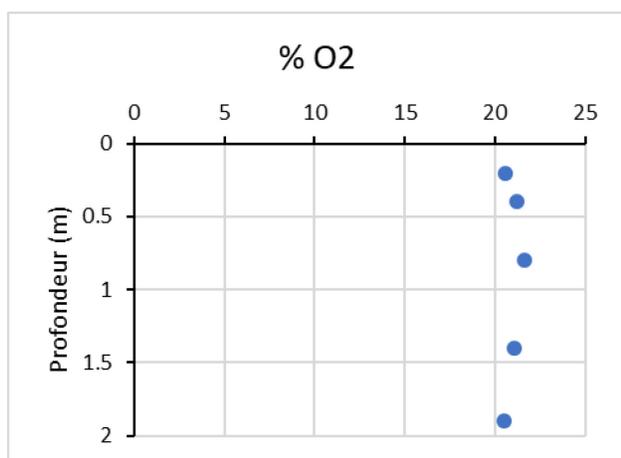


Essai d'échantillonnage interstitiel dans un des recouvrements

Les résultats d'un essai sont présentés aux figures suivantes. Les résultats montrent que la concentration d'oxygène à toutes les profondeurs était d'environ 20,9 % pour les deux cellules. Il n'y avait aucune diminution significative d'oxygène avec la profondeur. Il n'est donc pas possible de calculer un gradient. Cet essai a été réalisé à deux reprises avec les mêmes résultats.



Pourcentage d'oxygène en fonction de la profondeur dans la cellule CS2- Essai juin 2018



Pourcentage d'oxygène en fonction de la profondeur dans la cellule CS2- Essai juin 2018

ANNEXE D- PARAMÈTRES ET RÉSULTATS DES ESSAIS DE CONSOMMATION D'OXYGÈNE

Tableau des paramètres utilisés et résultats des simulations pour les essais de diffusion/consommation d'oxygène dans la cellule CS2

n moyenne	θ moyennes mesurées	Porosité équivalente entrée	S_r utilisé pour les calculs	$T_{1/2}$	K_r^*	D_e essais	D_e prédit	D_e essais/ D_e prédit
[-]	[-]	[-]	[-]	[hr]	[hr ⁻¹]	[m ² /s]	[m ² /s]	[m ² /s]
Septembre 2016								
n=0.44	0,33	0,12	0,74	56,0	1,2E-02	4,8E-08	7,8E-08	0,61
n=0.40	0,33	0,08	0,82	36,0	1,9E-02	3,2E-08	2,4E-08	1,33
Juillet 2017								
n=0.44	0,36	0,09	0,81	43,0	1,6E-02	5,6E-10	3,2E-08	0,02
n=0.40	0,36	0,05	0,88	23,0	3,0E-02	1,5E-09	4,9E-09	0,31
n=0.38	0,36	0,04	0,94	13,9	5,0E-02	5,1E-10	7,5E-10	0,68
Septembre 2017								
n=0.44	0,36	0,09	0,80	43,0	1,6E-02	1,9E-09	3,2E-08	0,06
n=0.40	0,36	0,05	0,88	23,0	3,0E-02	5,0E-10	4,9E-09	0,10
n=0.39	0,36	0,03	0,92	13,9	5,0E-02	1,8E-09	2,4E-09	0,75
Juin 2017								
n=0.44	0,36	0,09	0,8	43,0	1,6E-02	2,3E-10	3,2E-08	0,05
n=0.40	0,36	0,05	0,88	23,0	3,0E-02	1,9E-10	4,9E-09	0,04
n=0.38	0,36	0,04	0,94	13,9	5,0E-02	1,5E-10	7,5E-10	0,20
n=0.34	0,36	0,01	0,99	4,6	1,5E-01	1,0E-10	1,5E-11	6,67

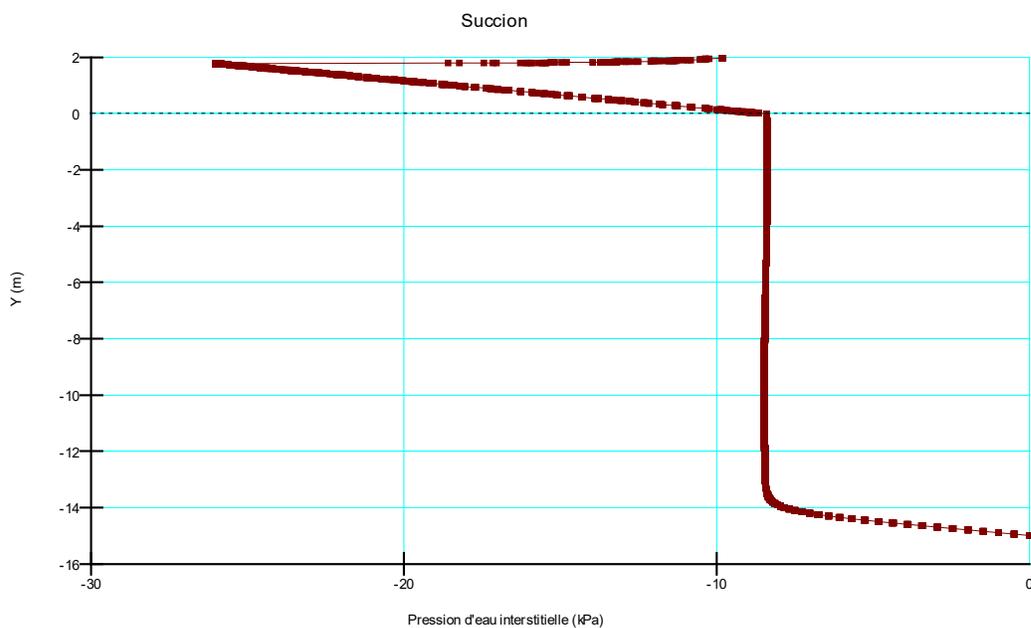
*les porosités utilisées ne sont pas nécessairement probables, elles sont utilisées pour modifier le degré de saturation seulement

Tableau des paramètres utilisés et résultats des simulations pour les essais de diffusion/consommation d'oxygène dans la cellule CS3

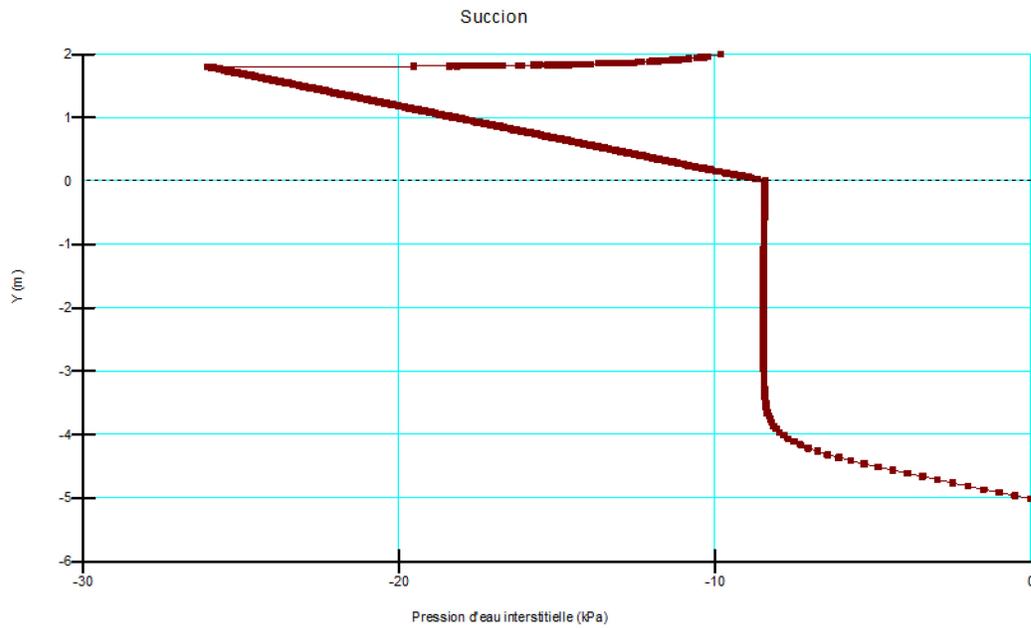
n moyenne	θ moyennes mesurées	Porosité équivalente entrée	S_r utilisé pour les calculs	$T_{1/2}$	K_r^*	D_e essais	D_e prédit	D_e essais/ D_e prédit
[-]	[-]	[-]	[-]	[hr]	[hr ⁻¹]	[m ² /s]	[m ² /s]	[m ² /s]
Septembre 2016-Essai 1								
n=0,48	0,27	0,21	0,57	100	6,9E-03	3E-06	4E-07	7,669
n=0,40	0,27	0,13	0,68	60	1,2E-02	4E-09	1E-07	0,028
n=0,34	0,27	0,07	0,80	32	2,1E-02	3E-09	3E-08	0,122
Septembre 2016-Essai 2								
n=0,48	0,27	0,21	0,57	100	6,9E-03	2E-08	4E-07	0,045
n=0,40	0,27	0,13	0,68	60	1,2E-02	1E-08	1E-07	0,094
n=0,34	0,27	0,07	0,85	32	2,1E-02	9E-09	3E-08	0,351
Juillet 2017								
n=0,48	0,28	0,2	0,62	94	7,4E-03	2E-10	3E-07	0,001
n=0,40	0,28	0,11	0,73	51	1,4E-02	2E-10	8E-08	0,003
n=0,34	0,28	0,05	0,86	23	3,0E-02	1E-10	8E-09	0,017
Septembre 2017								
n=0,48	0,29	0,2	0,59	91	7,6E-03	2E-09	3E-07	0,005
n=0,40	0,29	0,12	0,71	55	1,3E-02	1E-09	8E-08	0,014
n=0,34	0,29	0,06	0,84	28	2,5E-02	1E-09	1E-08	0,100
Juin 2017								
n=0,48	0,30	0,19	0,60	88	7,9E-03	2E-09	4E-07	0,004
n=0,40	0,30	0,12	0,73	55	1,3E-02	1E-09	1E-07	0,009
n=0,34	0,30	0,06	0,85	28	2,5E-02	5E-10	2E-08	0,032

ANNEXE E- COMPARAISONS SELON DIFFÉRENTS PARAMÈTRES POUR LES SIMULATIONS DANS SEEPW

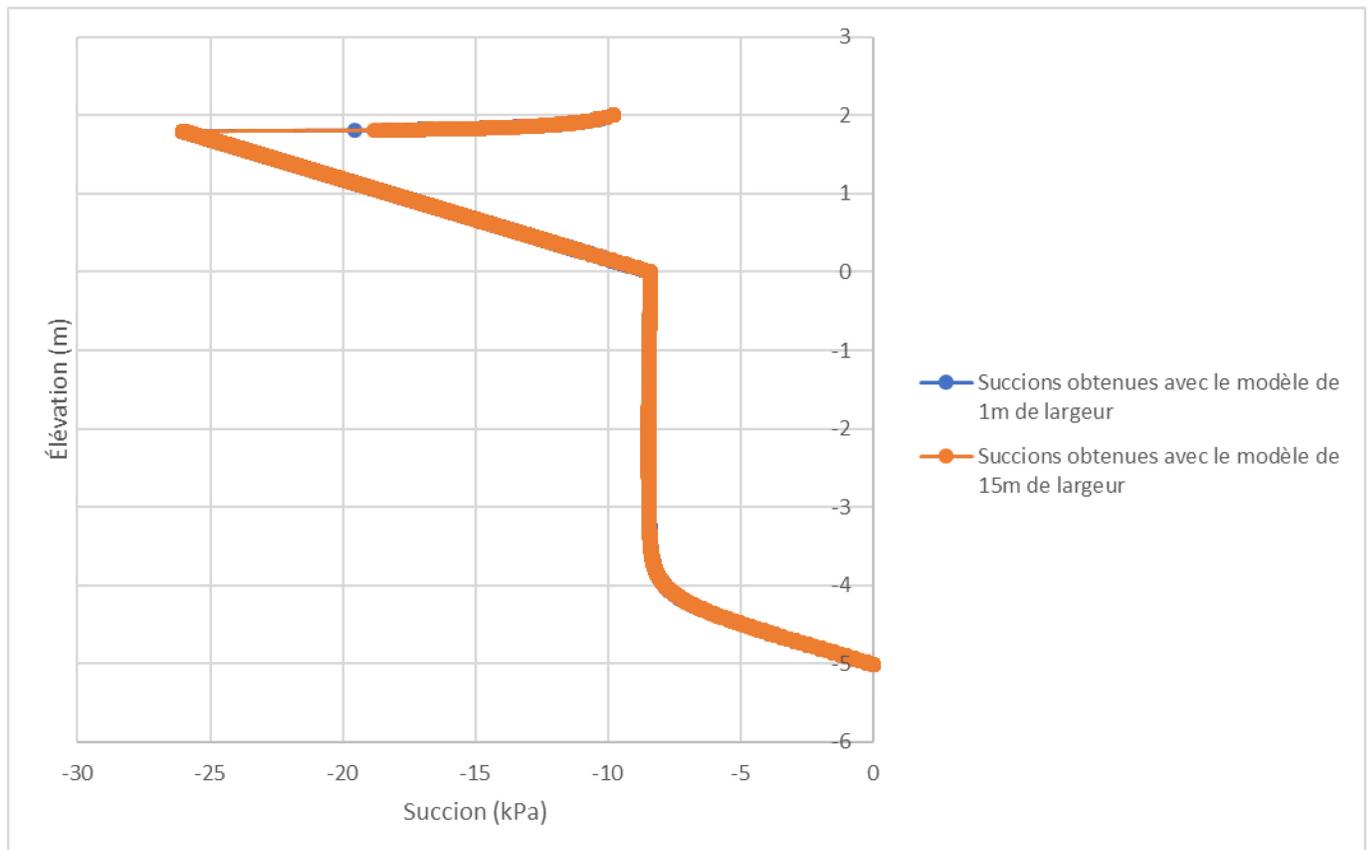
Voici les résultats obtenus pour un modèle de 15m de largeur en comparaison avec le modèle de 1m de largeur. Les solutions sont les mêmes.



Succions en fonction de la profondeur pour le modèle de 15m de largeur

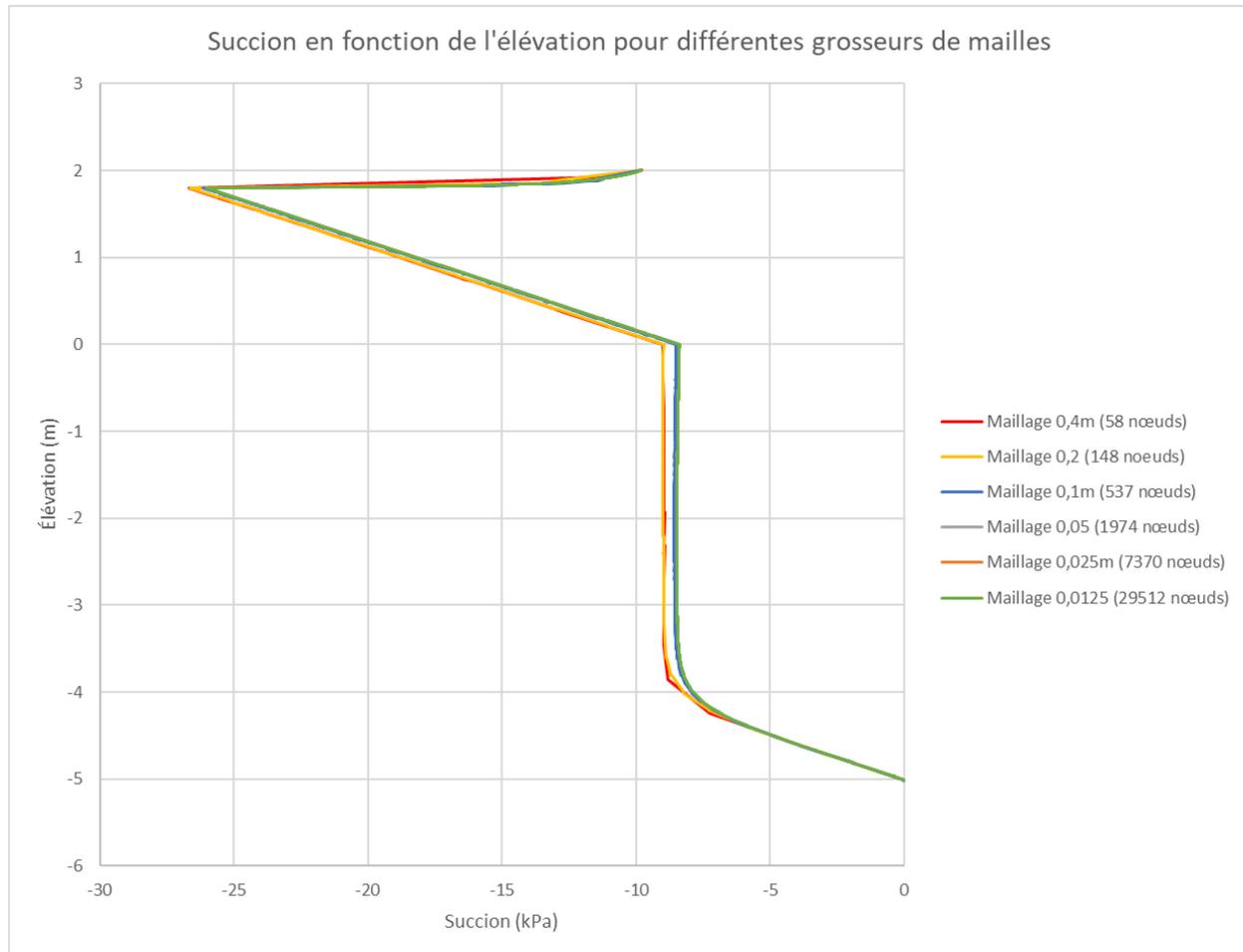


Succions en fonction de la profondeur pour le modèle de 1m de largeur

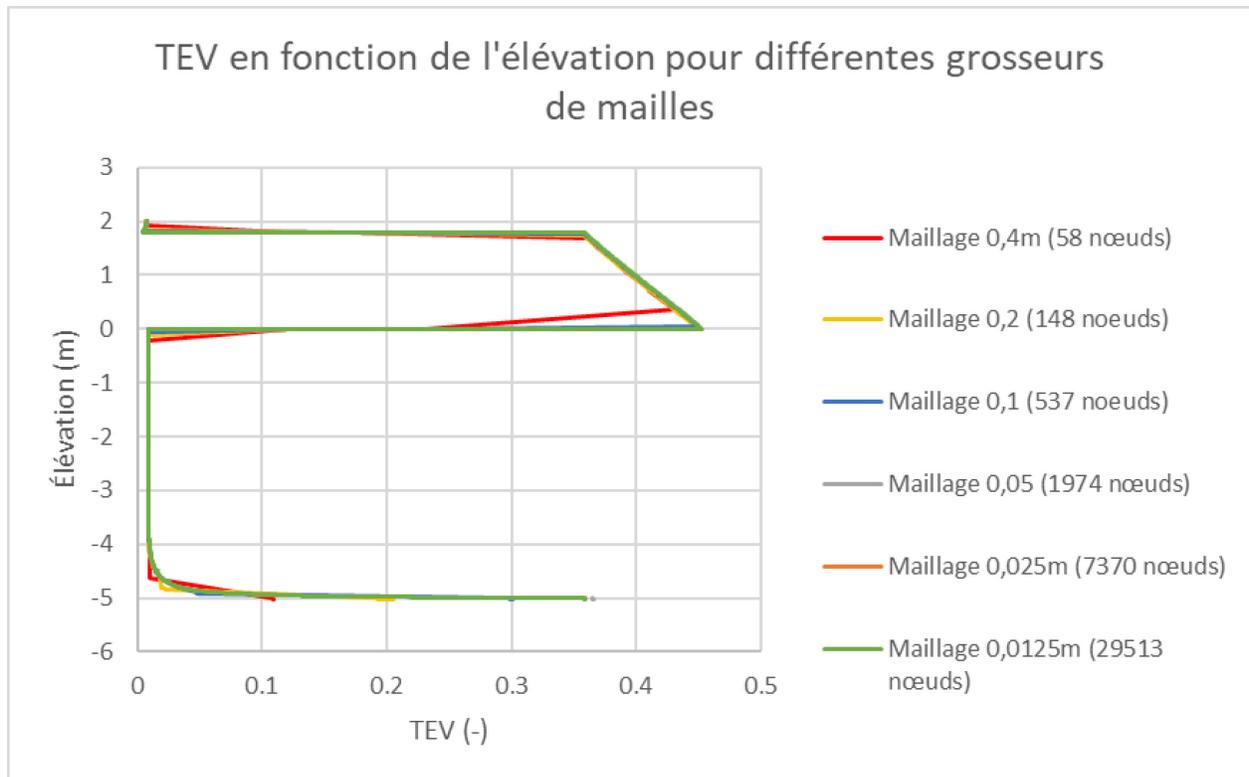


Superposition des résultats des figures 7.1 et 7.2

Voici un exemple de comparaison des résultats pour un modèle (CS2, nappe à -5m en régime permanent) avec différents grosseurs de maillage. Les interfaces entre les différents matériaux ont toujours une maille la moitié moins grosse que le reste du modèle.



Profil de succions en fonction de l'élévation pour différents grosseurs de maille



Profil de teneurs en eau volumiques en fonction de l'élévation pour différents grossiers de mailles