PolyPublie
Polytechnique Montréal

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL
UNIVERSITÉ D'INGÉNIERIE

Titre: Title:	Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire
Auteur: Author:	Chloé G. Larochelle
Date:	2018
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence: Citation:	Larochelle, C. G. (2018). Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/3771/

Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: PolyPublie URL:	https://publications.polymtl.ca/3771/
Directeurs de recherche: Advisors:	Bruno Bussière, & Thomas Pabst
Programme: Program:	Génie minéral

Ce fichier a été téléchargé à partir de PolyPublie, le dépôt institutionnel de Polytechnique Montréal
This file has been downloaded from PolyPublie, the institutional repository of Polytechnique Montréal

https://publications.polymtl.ca

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

UTILISATION DE STÉRILES GÉNÉRATEURS D'ACIDE COMME COUCHE DE BRIS CAPILLAIRE DANS UNE COUVERTURE AVEC EFFETS DE BARRIÈRE CAPILLAIRE

CHLOÉ G. LAROCHELLE

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE MINÉRAL)

DÉCEMBRE 2018

© Chloé G. Larochelle, 2018.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Ce mémoire intitulé :

UTILISATION DE STÉRILES GÉNÉRATEURS D'ACIDE COMME COUCHE DE BRIS CAPILLAIRE DANS UNE COUVERTURE AVEC EFFETS DE BARRIÈRE CAPILLAIRE

présenté par : LAROCHELLE Chloé G.

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

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

Mme NECULITA Carmen Mihaela, Ph. D., présidente

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. PABST Thomas, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. GENTY Thomas, Ph.D., membre

DÉDICACE

À ma mère

REMERCIEMENTS

Un grand merci à mon directeur de recherche, Bruno Bussière, qui m'a généreusement accueillie, un vendredi de décembre 2014, et m'a inspirée à me lancer dans une maîtrise où j'ai découvert le merveilleux monde de l'environnement minier. Depuis, son soutien, sa disponibilité et ses bons conseils ont été source d'encouragement et de motivation dans la réalisation de ce travail et dans tous mes projets au sein de l'UQAT. Je tiens également à exprimer ma reconnaissance envers mon co-directeur, Thomas Pabst, pour son soutien et ses judicieuses recommandations pour la rédaction de l'article.

Merci beaucoup à la mine Westwood-Doyon de IAMGOLD pour sa collaboration, entre autres en fournissant les matériaux miniers utilisés dans le projet, et l'intérêt marqué envers les travaux de recherche menés à l'IRME.

J'aimerais remercier l'équipe de l'URSTM pour l'aide technique au laboratoire, mais aussi pour la patience, la générosité et la bonne humeur dont chacun fait preuve chaque jour. Merci également aux professeurs, disponibles et passionnés, qui ont contribué de près ou de loin à mon épanouissement à l'UQAT. J'exprime aussi ma gratitude envers le personnel administratif qui veille discrètement sur nous et est toujours d'une grande assistance en cas de besoin.

Merci à mes collègues et amis étudiants de l'IRME pour l'entraide, les discussions, le soutien, les cafés/muffins au bistro, les soirées jeux, les fous rires, les soupers chaleureux… Un merci particulier à mes amis plus proches, qui se reconnaîtront, et aux étudiants qui se sont impliqués dans le CERME avec moi depuis 2016.

J'offre mes remerciements les plus sincères à ma famille qui me soutien dans tous mes projets, je vous aimes de tout mon cœur. Je pense aussi à mes amis à l'extérieur de l'UQAT, que ce soit ici à Rouyn, à Montréal ou à Québec. Merci également à mes amis musiciens et choristes de l'OSRAT, la Chorale En sol mineur et Voix d'ici : « La musique donne une âme à nos cœurs et des ailes à la pensée » (Platon).

RÉSUMÉ

L'industrie minière présente de nombreux défis liés à l'environnement et à la gestion des rejets miniers. Les stériles et résidus miniers entreposés en surface peuvent générer du drainage minier acide (DMA) s'ils contiennent des minéraux sulfureux qui entrent en contact avec l'eau et l'oxygène (Blowes et al. 2003). L'acidité ainsi libérée abaisse le pH du milieu environnant et favorise la mise en solution des métaux, ce qui contamine l'eau et les sols pour la faune et la flore avoisinantes (ex : Aguilar et al. 2004). La génération de DMA peut être contrôlée en mettant en place une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC). Ce type de recouvrement est basé sur le contraste entre un matériau fin (ex : résidu minier) constituant la couche de rétention d'humidité (CRH) et un matériau grossier (ex : stérile minier) utilisé pour construire la couche de bris capillaire sous-jacente (Bussière, 1999; Aubertin et al. 1995). L'objectif est de maintenir la CRH à un degré de saturation élevé, afin de limiter la migration de l'oxygène vers les couches inférieures. L'utilisation de matériaux miniers pour la construction d'une CEBC permet, entre autres, d'en réduire le coût et de valoriser les matériaux disponibles sur le site (Bussière et al. 2013). Dans une approche de gestion intégrée des rejets (Demers, 2008), cette étude propose d'utiliser des stériles réactifs comme couche de bris capillaire sous des résidus désulfurés. Ceci permettrait de réduire le volume des haldes à restaurer et de valoriser un matériau problématique.

Les matériaux utilisés dans le cadre de cette étude (dont un stérile pré-oxydé et générateur d'acide) proviennent du site Westwood-Doyon de IAMGOLD, situé à 40 km à l'est de Rouyn-Noranda (Québec, Canada). Les matériaux ont été caractérisés pour obtenir leurs propriétés physiques, hydrogéologiques, chimiques et minéralogiques. Des essais en colonnes ont été montés au laboratoire afin d'évaluer quatre scénarios de recouvrement, dont trois présentaient une couche de bris capillaire faite de stériles générateurs d'acide. Ces essais ont également permis d'évaluer l'impact d'ajouter une couche de sable au-dessus du recouvrement pour contrôler l'évaporation et de doubler l'épaisseur de la CRH. La quatrième colonne contenait un stérile différent comme couche de bris capillaire, considéré comme non-générateur d'acide. Les colonnes ont été soumises à huit cycles de mouillage/drainage pour lesquels la qualité des lixiviats a été analysée. Des sondes de teneur en eau volumique et de succion ont permis de suivre le comportement hydrogéologique des colonnes et des septums ont permis l'échantillonnage de gaz dans la CRH afin de mesurer les flux d'oxygène. Les matériaux ont été testés séparément dans des colonnes de référence.

Les résultats montrent que tous les recouvrements présentaient des lixiviats au pH près de la neutralité et contenant de faibles concentrations en métaux, alors que le stérile générateur seul générait une forte acidité, un pH de 2 et des concentrations élevées en métaux. Le suivi des teneurs en eau volumiques montre que les couches de rétention d'eau ont maintenu des degrés de saturation de plus de 85% pour presque toute la durée du test, tel que souhaité pour une CEBC efficace (Aubertin et al. 1995). Tous les recouvrements ont démontré un comportement géochimique similaire, qu'ils contiennent un stérile générateur d'acide ou non. Les colonnes avec une protection contre l'évaporation et une CRH plus épaisse ont présenté des teneurs en eau généralement plus élevées et plus stables dans la CRH. L'étude montre que l'intégration du stérile générateur dans un recouvrement sous une couche de résidus désulfurés permet de réduire sa génération de cuivre, zinc et fer de plus de 99%. Aucune différence significative n'a été observée dans le comportement géochimique en changeant le type de stérile dans la couche de bris capillaire.

Une modélisation avec SEEP/W a été réalisée pour un des scénarios de recouvrement et supporte le comportement hydrogéologique observé expérimentalement. Une modélisation de l'équilibre thermodynamique des lixiviats avec Visual MINTEQ a aussi permis d'évaluer le potentiel de précipitation ou dissolution de divers minéraux. Pour les colonnes avec recouvrements, le modèle montre qu'il faut anticiper la précipitation de plusieurs oxydes et hydroxydes de fer, aluminium et magnésium, de même que certains sulfates comme le gypse et la jarosite. Les flux d'oxygène traversant la CRH ont été mesurés par la méthode du gradient (Elberling et al. 1994) et estimés avec l'équation analytique de Mbonimpa et al. (2003). Les flux obtenus expérimentalement sont de l'ordre de 10^{-1} à 10^{-4} mol/m^2/an, ce qui respecte le critère de 1 mol/m^2/an recommandé pour la conception d'une CEBC (Dagenais, 2005).

Finalement, ce travail de recherche montre qu'il serait possible d'utiliser des stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une CEBC. Par contre, il est recommandé de réaliser des études plus poussées sur la géochimie du système et le comportement à long terme. Des cellules expérimentales de terrain permettraient également de vérifier que les recouvrements fonctionnent à plus grande échelle et dans des conditions climatiques réelles.

ABSTRACT

The mining industry faces numerous challenges regarding the environment and mine wastes management. Mine waste rocks and tailings stored over ground can generate acid mine drainage (AMD) when they contain sulfide minerals that react with water and oxygen (Blowes et al. 2003). The released acidity lowers the pH in the surrounding environment and favors metals solubility, which contaminates water and soil for wildlife around the site (e.g. Aguilar et al. 2004). AMD generation can be controlled with a cover with capillary barrier effects (CCBE). This type of cover uses the contrast between a fine material (e.g. tailings), constituting the moisture retaining layer (MRL), and a coarse material (e.g. waste rocks) used to build the underlying capillary break layer (Bussière, 1999; Aubertin et al. 1995). The objective is to maintain the MRL to a high degree of saturation to limit oxygen migration towards the lower layers. Using mining materials for the construction of a CCBE allows, among others, to reduce its cost and valorize materials available on site. As part of an integrated wastes management approach (Demers, 2008), this study proposes to use acid-generating waste rocks as a capillary break layer placed under desulfurized tailings. This would allow to reduce the volumes in the waste rocks dumps and valorize a problematic material.

The materials used in this study (including pre-oxidized acid-generating waste rocks) come from the IAMGOLD Westwood-Doyon site, located 40 km east of Rouyn-Noranda (Quebec, Canada). Materials were characterized to obtain their physical, hydrogeological, chemical, and mineralogical properties. Columns tests were set up in the laboratory to evaluate four cover scenarios, of which three contained a capillary break layer made of acid-generating waste rocks. These tests allowed to evaluate the impact of adding a sand evaporation protection layer on top of the cover, and the effect of doubling the thickness of the MRL. The fourth column contained a different waste rock, considered non-acid generating, for the capillary break layer. The columns were subjected to eight wetting/drainage cycles for which the leachates quality was analyzed. Volumetric water content and suction probes allowed to monitor the hydrogeological behavior of the columns, and septums allowed to take gas samples in the MRL in order to measure the oxygen fluxes. The materials were tested separately in reference columns.

The results show that all covers presented leachates with pH around neutrality and low metal concentrations, while the acid-generating waste rock alone generated high acidity, a pH of about

2, and high metal concentrations. Monitoring of the volumetric water content shows that the MRLs maintained high degrees of saturation, above 85 % for almost all the testing period, as desired for an effective CCBE (Aubertin et al. 1995). All the covers presented a similar geochemical behavior whether they contained acid-generating waste rocks or not. The columns with an evaporation protection layer and a thicker MRL showed generally higher and more stable volumetric water contents in the MRL. This study shows that using acid-generating waste rocks in a cover under a desulfurized tailings layer allows to reduce over 99% of their copper, zinc, and iron generation. No significant geochemical behavior difference was observed when changing the waste rock type in the capillary break layer.

A SEEP/W model was built for one cover scenario, and it supported the hydrogeological data observed in the laboratory. A thermodynamic equilibrium modeling for the leachates was performed with Visual MINTEQ, allowing to evaluate the potential of some minerals to precipitate of dissolve. For the columns with covers, the model shows that precipitation of numerous iron, aluminum and magnesium oxides and hydroxides should be anticipated, along with some sulfates like gypsum and jarosite. The oxygen fluxes reaching the bottom of the MRL were measured using the gradient method (Elberling et al. 1994) and estimated with the analytical solution of Mbonimpa et al. (2003). The fluxes obtained experimentally were of the order of 10^{-1} to 10^{-4} mol/m^2/year, which meets the 1 mol/m^2/year criterion recommended for the design of a CCBE (Dagenais, 2005).

In the end, this research project shows that it would be possible to use acid-generating waste rocks as the capillary break layer in a CCBE. But, it is recommended to perform more advanced studies on the geochemistry of the system and its long-term behavior. Field experimental cells would also allow to verify the performance of the cover on a larger scale and under actual weather conditions.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ V

ABSTRACT VII

TABLE DES MATIÈRES IX

LISTE DES TABLEAUX XIII

LISTE DES FIGURES XIV

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XVII

LISTE DES ANNEXES XXIII

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Drainage minier acide 2

1.2 Couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) 4

1.3 Contexte et objectifs du projet 6

1.4 Structure du mémoire 7

1.5 Retombées potentielles du projet 8

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 9

2.1 Écoulement de l'eau dans les sols 10

2.1.1 Écoulement de l'eau en milieu poreux saturé 11

2.1.2 Écoulement de l'eau en milieu poreux non-saturé 12

2.2 Propriétés hydriques des matériaux 15

2.2.1 Courbe de rétention d'eau 15

2.2.2 Conductivité hydraulique 22

2.2.3 Effets de barrière capillaire 27

2.3 Mouvement de l'oxygène dans un milieu poreux 29
2.3.1 Diffusion de l'oxygène dans un milieu non-réactif 30
2.3.2 Diffusion de l'oxygène dans un milieu réactif 32
2.4 Évaluation de la performance d'un recouvrement 34
2.4.1 Qualité du lixiviat 35
2.4.2 Mesure des flux d'oxygène 35
2.5 Valorisation des rejets miniers dans la restauration des sites miniers 36
2.5.1 Aperçu des concepts de valorisation des rejets miniers 36
2.5.2 Valorisation des rejets miniers dans les CEBC 38
2.5.3 Particularités des matériaux pré-oxydés 44
2.5.4 Cas du site Westwood-Doyon 45
CHAPITRE 3 MATÉRIAUX ET MÉTHODES 47
3.1 Méthodologie 47
3.2 Matériaux étudiés 47
3.3 Méthodes et résultats de caractérisation des propriétés de base des matériaux 48
3.3.1 Granulométrie 48
3.3.2 Densité relative des grains (D_r) 51
3.3.3 Conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) 52
3.3.4 Courbe de rétention d'eau (CRE) 56
3.3.5 Digestion et ICP-AES 61
3.3.6 Soufre-carbone 62
3.3.7 Diffraction des rayons X 64
3.3.8 Diffusion/consommation d'oxygène 66
3.4 Essais en colonnes 69

3.4.1 Configuration des colonnes étudiées 69
3.4.2 Instrumentation 72
3.4.3 Montage 76
3.4.4 Essai de mouillage-drainage et suivi 77
3.4.5 Démantèlement 78
CHAPITRE 4 ARTICLE 1 – ACID-GENERATING WASTE ROCKS AS CAPILLARY BREAK LAYERS IN COVERS WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS FOR MINE SITE RECLAMATION 79
4.1 Introduction 80
4.2 Materials and methods 82
4.2.1 Material sampling and preparation 82
4.2.2 Geotechnical and hydrogeological properties 83
4.2.3 Chemical and mineralogical properties 85
4.3 Column tests 86
4.3.1 Configuration and instrumentation 86
4.3.2 Tests and monitoring 88
4.4 Results and interpretation 89
4.4.1 Hydrogeological behavior 89
4.4.2 Geochemical behavior 93
4.5 Discussion 98
4.5.1 The effect of covers on the geochemical behavior of acid-generating waste rocks 98
4.5.2 The effect of waste rock type on the geochemical behavior of covers 100
4.6 Final remarks 100
4.7 References 101

CHAPITRE 5 DISCUSSION 108

5.1 Modélisation hydrogéologique 108

5.2 Calcul d'équilibre thermodynamique 111

5.3 Complément d'information sur la performance des recouvrements 113

5.3.1 Correspondance des données hydrogéologiques des essais en colonnes avec les CRE des matériaux 113

5.3.2 Flux d'oxygène 116

5.4 Performance générale des CEBC étudiées 118

CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 121

6.1 Rappel des objectifs et de la méthodologie utilisée 121

6.2 Conclusions 121

6.3 Limites de l'étude 122

6.4 Recommandations 123

BIBLIOGRAPHIE 125

ANNEXES……..……..…...141

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Modèles descriptifs de la courbe de rétention d'eau 17

Tableau 2.2 : Paramètres du modèle MK pour la prédiction de la courbe de rétention d'eau 19

Tableau 2.3 : Modèles de prédiction de la fonction de conductivité hydraulique non-saturée 26

Tableau 2.4 : Principaux projets de recherche sur des CEBC incluant des matériaux miniers 42

Tableau 3.1 : Paramètres granulométriques des matériaux étudiés 51

Tableau 3.2 : Densité relatives des grains solides des matériaux étudiés 52

Tableau 3.3 : Conductivité hydraulique saturée prédite et mesurée des résidus 55

Tableau 3.4 : Conductivités hydrauliques saturées prédites et mesurées des stériles 56

Tableau 3.5 : Paramètres de la CRE des résidus et stériles étudiés 61

Tableau 3.6 : Résultats de l'analyse ICP-AES en mg/kg (DL = limite de détection) 62

Tableau 3.7 : Résultats de l'analyse soufre-carbone 63

Tableau 3.8 : Calcul des paramètres du bilan acide-base à partir des résultats du soufre-carbone et interprétation 64

Tableau 3.9 : Résultats brutes de la DRX 65

Tableau 3.10 : Paramètres de l'essai de diffusion/consommation d'oxygène 68

Tableau 4.1 : Summary of the materials' physical and hydrogeological parameters. C_U is the coefficient of uniformity, C_C is the coefficient of curvature, G_s is the specific gravity, ψ_a is the air entry value, n is the porosity, and α_v and m_v are van Genuchten model parameters. .84

Tableau 4.2 : Sulfur/Carbon concentrations, acid-base accounting parameters, and XRD results (sulfides and carbonates reconciled with chemistry) 86

Tableau 5.1 : Concentration d'oxygène mesurées au laboratoire (%) pour le calcul du flux d'oxygène avec la méthode du gradient 117

Tableau 5.2 : Flux d'oxygène (mol/m^2/an) mesurés avec la méthode du gradient et calculés avec la solution analytique de Mbonimpa et al. (2003) 117

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Cinq couches principales d'une CEBC (adapté de Aubertin et al. 1995).....4

Figure 2.1 : Représentation schématique du sol saturé et non-saturé (modifié de Fredlund et al. 2012).....9

Figure 2.2 : Principe de continuité dans un élément sol non-saturé (adapté de Hillel, 2004).....13

Figure 2.3 : Courbe de rétention d'eau typique (adaptée de Fredlund et al. 2012).....16

Figure 2.4 : Représentation de courbes de rétention d'eau typiques (modifié de Aubertin et al. 1995) 28

Figure 2.5 : Représentation de courbes de conductivité hydraulique typiques (modifié de Aubertin et al. 1995).....29

Figure 2.6 : Schéma de la gestion intégrée des résidus miniers (tiré de Demers, 2008).....38

Figure 2.7 : Vue aérienne du site minier Westwood-Doyon (Modifié de Rey et al. 2016) 45

Figure 3.1 : Courbes granulométriques des résidus 49

Figure 3. 2 : Courbes granulométriques des stériles 50

Figure 3.3 : Perméamètres utilisés dans le cadre de l'étude; a) diamètre de 30 cm b) diamètre de 11,4 cm c) diamètre de 23 cm 53

Figure 3.4 : Cellules de Tempe utilisées et aperçu du montage.....57

Figure 3.5 : Courbe de rétention d'eau du résidu Doyon.....58

Figure 3.6 : Courbe de rétention d'eau du résidu Westwood 59

Figure 3.7 : Courbe de rétention d'eau des stériles Doyon.....59

Figure 3.8 : Courbe de rétention d'eau des stériles Westwood.....60

Figure 3.9 : Concentrations d'oxygène mesurées expérimentalement et ajustements avec Pollutev7 69

Figure 3.10 : Configuration des essais en colonnes de quatre scénarios de CEBC constituées de matériaux miniers et colonnes témoins 71

Figure 3.11 : Instrumentation des colonnes expérimentales pour le suivi des teneurs en eau et des succions, ainsi que l'échantillonnage de gaz par des septum.....73

Figure 3.12 : Sondes utilisées (5TE, 5TM, EC-5, GS3 et watermark).....74

Figure 3.13 : Courbes de calibration des sondes ECH2O pour les matériaux étudiés.....75

Figure 3.14 : Septum pour l'échantillonnage du gaz contenu dans les pores 76

Figure 4.1 : Configuration and instrumentation of the column tests.....88

Figure 4.2 : Degrees of saturation in the column tests: (a) DT0.5-DW-T, (b) DT0.5-WW-T, (c) S-DT0.5-W-T, and (d) DT1-W-T. Vertical lines identify the beginning of every cycle.....91

Figure 4.3 : Mean volumetric water contents measured during column dismantlement compared to values from the probes. 92

Figure 4.4 : pH, acidity, and alkalinity of leachates for CCBE and reference columns. 94

Figure 4.5 : Metal concentrations (mg/L) and electrical conductivity (mS/cm) measured in the column leachates. 96

Figure 4.6 : Extrapolation of the oxidation neutralization curve and initial composition of tailings T. 97

Figure 4.7 : Cumulative Zn concentrations in the leachate relative to the total mass of material in the DT0.5-W-T and reference columns.....99

Figure 5.1 : Conditions frontières pour la modélisation de la colonne C3 dans SEEP/W.....109

Figure 5.2 : Comparaison des résultats de la modélisation SEEP/W avec les degrés de saturation mesurés expérimentalement pour la colonne C3.....111

Figure 5.3 : CRE du stérile Doyon (données expérimentale et modèle MKs) comparée aux valeurs obtenues dans les essais en colonnes pour ce même matériau.....114

Figure 5.4 : CRE du stérile Westwood (données expérimentales et modèle MKs) comparée aux valeurs obtenues dans les essais en colonnes pour ce même matériau 115

Figure 5.5 : CRE du résidu Doyon (données expérimentales et modèle MK) comparée aux valeurs obtenues dans les essais en colonnes pour ce même matériau 115

Figure 5.6 : CRE du résidu Westwood désulfuré (données expérimentales et modèle MK) comparée aux valeurs obtenues dans les essais en colonnes pour ce même matériau.....116

Figure 5.7 : Résumé du comportement hydrogéologique et géochimique des essais en colonnes 120

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

A	Aire [L^2]
a	Aire [L^2]
ABA	Acid-base accounting
a_c	Paramètre lié aux propriétés géotechniques (modèle MK)
AEV	Valeur d'entrée d'air
a_f	Paramètre d'ajustement du modèle de Fredlund et Xing (1994)
AMD	Acid mine drainage
AP	Acid-generation potential
ASTM	American society for testing materials
a_v	Paramètre d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980)
C	Concentration d'oxygène [ML^{-3}] ou facteur lié à la forme et la tortuosité des pores
CBL	Capillary break layer
C_C	Coefficient de courbure [-]
CCBE	Cover with capillary barrier effects
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
C_G	Constante ($C_G = 0{,}1$) (modèle KCM)
C_P	Teneur en pyrite par masse de résidus secs ou constante [M^2L^{-4}] (modèle KCM)
CRE	Courbe de rétention d'eau
CRH	Couche de rétention d'humidité
Cu	Coefficient d'uniformité [-]
C_0	Concentration d'oxygène à la surface de la couche de matériel [ML^{-3}]
C_1	Facteur de forme (modèle de Taylor 1948)
$c(\psi)$	Facteur de correction (Fredlund et Xing, 1994)

d	Diamètres de grains [L]
D_a^0	Coefficient de diffusion libre dans l'air [L^2T^{-1}]
D_e	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène [L^2T^{-1}]
D_H	Diamètre équivalent des grains [L]
DL	Limite de détection
DMA	Drainage minier acide
D_r	Densité des grains solides
DRX	Diffraction des rayons X
DT	Desulfurized tailings
DW	Doyon pre-oxidized waste rock
D_w^0	Coefficient de diffusion libre dans l'eau [L^2T^{-1}]
D_{10}	Diamètre des grains à 10% passant sur la courbe granulométrique cumulée [L]
D_{30}	Diamètre des grains à 30% passant sur la courbe granulométrique cumulée [L]
D_{50}	Diamètre des grains à 50% passant sur la courbe granulométrique cumulée [L]
D_{60}	Diamètre des grains à 60% passant sur la courbe granulométrique cumulée [L]
D_{90}	Diamètre des grains à 90% passant sur la courbe granulométrique cumulée [L]
D^*	Coefficient de diffusion apparent [L^2T^{-1}]
e	Nombre népérien ou indice des vides [-]
Eh	Potentiel d'oxydoréduction [-]
F	Flux d'oxygène [$ML^{-2}T^{-1}$]
F_B	Flux d'oxygène à la base d'une couche de matériau non-réactif en régime permanent [$ML^{-2}T^{-1}$]
$F_{B\ réactif}$	Flux d'oxygène à la base d'une couche de matériau réactif en régime permanent [$ML^{-2}T^{-1}$]

g	Accélération gravitationnelle [LT^{-2}]
G_s	Specific gravity [-]
h	Charge hydraulique [L]
H	Constante de Henry [-]
h_{co}	Remontée capillaire
HDPE	High-density polyethylene
i	Gradient hydraulique
ICP-AES	Inductively coupled plasma emission spectrometry
IRME	Institut de recherché en mines et environnement
k	Coefficient de perméabilité ou conductivité hydraulique [LT^{-1}]
KC	Kozeny-Carman
KCM	Kozeny-Carman modifié
k_r	Conductivité hydraulique relative [LT^{-1}]
K_r	Coefficient de taux de réaction effectif [T^{-1}]
K_r^*	Coefficient de taux de réaction apparent [T^{-1}]
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée [LT^{-1}]
K'	Réactivité de la pyrite avec l'oxygène ($K' = 5 \cdot 10^{-10} m^3 O_2 m_{pyrite}^{-2} s^{-1}$)
l	Distance entre deux points [L]
L	Épaisseur ou hauteur [L]
m	Paramètre lié aux propriétés géotechniques
m_f	Paramètre d'ajustement du modèle de Fredlund et Xing (1994)
MIBC	Méthylisobutylcarbinol
MK	Kovacs modifié
MKs	Kovacs modifié pour stériles

MRL	Moisture retaining layer
m_v	Paramètre d'ajustement du modèle de van Genuchten
n	Porosité
n_f	Paramètre d'ajustement du modèle de Fredlund et Xing (1994)
NP	Neutralization potential
NNP	Net neutralization potential
n_v	Paramètre d'ajustement du modèle de van Genuchten
P	Pression [$ML^{-1}T^{-2}$]
PA	Potentiel de génération d'acidité
P_a	Paramètre lié à la tortuosité dans l'ai r[-]
PEHD	Polyéthylène haute densité
PN	Potentiel de neutralisation
PNN	Potentiel net de neutralisation
P_w	Paramètre lié à la tortuosité dans l'eau [-]
q	Débit spécifique ou vitesse de Darcy [LT^{-1}]
RD	Résidu Doyon
Re	Nombre de Reynolds
RW	Résidu Westwood
S	Surface spécifique [L^2M^{-1}] ou Sable
S_a	Composante liée aux forces d'adhésion (modèle MK)
SD	Stérile Doyon
S_c	Composantes liée aux forces capillaires (modèle MK)
S_r	Degré de saturation
SW	Stérile Westwood

t	Temps [T]
T	Sulfide tailings
$T_{1/2}$	Temps de demi-vie [T^{-1}]
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
USCS	Unified soil classification system
V	Volume [L^3]
v	Vitesse [LT^{-1}]
WW	Westwood waste rock
w_L	Limite de liquidité [%]
WRC	Water retention curve
XRD	X-ray diffraction
z	Élévation ou profondeur [L]
α	Facteur de forme (Chapuis et Aubertin, 2003)
θ	Teneur en eau volumique
θ_a	Teneur en air volumique
θ_{eq}	Porosité équivalente
θ_r	Teneur en eau résiduelle
θ_s	Teneur en eau saturée
λ	Paramètre relié à l'agencement et la taille des pores (Brooke et Corey, 1964)
ρ	Masse volumique [ML^{-3}]
ρ_s	Masse volumique du sol [ML^{-3}]
ρ_w	Masse volumique de l'eau [ML^{-3}]
μ	Viscosité dynamique du fluide [$ML^{-1}T^{-1}$]
μ_w	Viscosité dynamique de l'eau [$ML^{-1}T^{-1}$]

ψ	Succion matricielle [$ML^{-1}T^{-2}$]
ψ_a	Valeur d'entrée d'air [$ML^{-1}T^{-2}$]
ψ_n	Paramètre pour la cohérence des unités
ψ_r	Succion résiduelle [$ML^{-1}T^{-2}$]
γ_w	Poids volumique de l'eau [$MT^{-2}L^{-2}$]

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Résultats complets de l'ICP-AES 141

Annexe B – Détails du modèle Pollutev7 142

Annexe C – Résultats hydrogéologiques des essais en colonnes 143

Annexe D – Résultats géochimiques des essais en colonnes 145

Annexe E – Fonctions de conductivité hydraulique extimées avec le logiciel seep/w 150

Annexe F – Résultats de la modélisation Visual Minteq 153

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Les métaux font partie intégrante de nos vies. Ils amènent l'électricité jusque dans nos maisons, nous permettent de nous déplacer d'un endroit à l'autre et façonnent les technologies que nous utilisons assidument chaque jour. L'industrie minière est donc essentielle dans notre quotidien, en plus d'être un élément important de l'économie québécoise, plus particulièrement dans une région ressource comme l'Abitibi-Témiscamingue (MRNF, 2011).

L'exploitation d'une mine présente plusieurs défis environnementaux, surtout liés à la gestion des rejets solides et liquides. Les mines génèrent deux principaux types de rejets, soit les stériles miniers et les résidus miniers (aussi appelés parfois rejets de concentrateur). Les stériles miniers sont un matériau grossier et hétérogène, sans valeur économique suffisante pour être exploitée et qui sont entreposés dans des haldes à stériles pouvant atteindre plusieurs dizaines de mètres de hauteur (Aubertin et al. 2002). Les résidus miniers sont un matériau fin rejeté par le concentrateur sous forme de pulpe suite à l'extraction des métaux recherchés, puis déposés dans des parcs à résidus. Ces rejets miniers contiennent souvent des minéraux sulfureux (ex : pyrite et pyrrhotite) qui peuvent réagir avec l'eau et l'oxygène pour former le drainage minier acide (DMA). Ce dernier est caractérisé par une acidité élevée et de fortes teneurs en sulfates et en métaux (SRK, 1989; Morin et Hutt, 2001; Blowes et al. 2003), ce qui peut être nocif pour la faune et la flore environnante s'il n'est pas contrôlé ou traité (ex : Aguilar et al. 2004; Simate et Ndlovu, 2014).

La loi québécoise sur les mines exige qu'un plan de réaménagement et de restauration minière soit soumis et approuvé par le ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN) avant même de débuter les activités minières sur le site. Durant les trois premières années d'opération, une garantie financière du montant anticipé pour la restauration doit également être remise au gouvernement. De plus, l'entreprise minière doit obtenir une autorisation du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Ce dernier évalue les projets en utilisant la Directive 019 qui indique, entre autres, des exigences de qualité d'eau et de suivi environnemental pendant et après l'exploitation, ainsi qu'après la restauration.

Ce chapitre présente une mise en contexte du projet en mettant l'emphase sur la problématique drainage minier acide, les techniques de restaurations privilégiées en climat humide, ainsi que les objectifs et les retombées du projet de recherche.

1.1 Drainage minier acide

Dans le processus d'exploitation minière, la roche enfouie profondément depuis des années est extraite et amenée en surface. Les minéraux sulfureux (ou sulfures) contenus dans la roche réagissent alors avec l'eau et l'oxygène pour former du DMA, en cas de déficit de minéraux neutralisants (ex : carbonates). La pyrite est un sulfure communément retrouvé dans les rejets de mines de métaux. La formule suivante décrit la réaction d'oxydation de la pyrite (utilisée ici pour représenter le phénomène) avec l'eau et l'oxygène (Blowes et al. 2003; Dold, 2010) :

$$FeS_2 + 7/2O_2 + H_2O \rightarrow Fe^{2+} + 2{SO_4}^{2-} + 2H^+ \quad (1.1)$$

D'autres réactions impliquant le fer sont également importantes dans le processus de génération de DMA. Les ions Fe^{2+} peuvent être oxydés en Fe^{3+} qui, à un pH autour de la neutralité, précipitent sous forme d'hydroxydes de fer.

$$Fe^{2+} + 1/4O_2 + H^+ \leftrightarrow Fe^{3+} + H_2O \quad (1.2)$$

$$Fe^{3+} + 3H_2O \leftrightarrow Fe(OH)_{3(S)} + 3H^+ \quad (1.3)$$

L'acidité libérée par la réaction d'oxydation des sulfures réduit graduellement le pH du milieu environnant. À pH acide (< 4), la mise en solution du Fe^{3+} est favorisée (équation 1.3) et les bactéries acidophiles ferrooxidantes catalysent la réaction d'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} (Morin et Hutt, 2001), libérant d'autant plus d'ions Fe^{3+} (Blowes et al. 2003; Dold, 2010). La pyrite peut être oxydée par les ions Fe^{3+} (équation 1.4). La réaction d'oxydation de la pyrite est alors beaucoup plus rapide et ne nécessite pas d'oxygène. Il est important d'agir avant pour limiter les problèmes environnementaux.

$$FeS_2 + 14Fe^{3+} + 8H_2O \rightarrow 15Fe^{2+} + 2{SO_4}^{2-} + 16H^+ \quad (1.4)$$

L'oxydation des sulfures réduit le pH du milieu environnant, ce qui favorise la mise en solution et la mobilité des métaux (Blowes et al. 2003). Ainsi, le drainage minier acide est caractérisé par un faible pH (2-3), de fortes teneurs en métaux et des concentrations élevées en sulfates.

L'ampleur du DMA est contrôlée par trois facteurs principaux, soit le bilan acide-base, la vitesse de réaction et la disponibilité des minéraux sulfureux. La dissolution de minéraux tels que les carbonates et les silicates peut contribuer à neutraliser l'acide créée par l'oxydation des sulfures, limitant ainsi la génération de DMA. Par contre, pour contrôler la génération d'acidité à long terme, ces minéraux doivent être présents en quantité suffisante et doivent se dissoudre assez rapidement (Blowes et al. 2003). Les tests statiques et cinétiques peuvent permettre d'évaluer le bilan acide-base d'un matériau et d'anticiper la génération de DMA à long terme (Miller et al. 1991; Bouzahzah et al. 2014; Matsumoto et al. 2018). La vitesse de réaction des minéraux sulfureux a également un impact sur la formation du DMA. Certains sulfures réagissent beaucoup plus rapidement que d'autres. Par exemple, la pyrrhotite s'oxyde 20 à 100 fois plus rapidement que la pyrite (Nicholson et Scharer, 1994), entraînant souvent des problèmes de DMA pendant l'exploitation de la mine. Le contraire est également vrai, un sulfure réagissant plus lentement, s'il est accompagné de minéraux neutralisants, peut prendre des années avant de libérer de l'acidité. Une bonne connaissance de la minéralogie peut permettre d'anticiper les problèmes de contamination des eaux minières (ex : Paktunc, 1999). Finalement, la disponibilité des minéraux sulfureux peut aussi influencer la réactivité du matériau. Une bonne connaissance de la minéralogie selon la granulométrie du matériau pourrait permettre d'évaluer le taux de libération des sulfures (ex : Elghali, 2018). La formation de minéraux secondaires pourrait également enrober les particules contenant des minéraux sulfureux et ainsi limiter leur oxydation (ex : Benzaazoua et al. 2004). Une caractérisation minéralogique détaillée des matériaux permet d'évaluer leur potentiel de génération d'acidité et ainsi de choisir la méthode de gestion des rejets et de restauration du site appropriée (Bouzahzah et al. 2014).

La prévention de la génération de DMA à long terme passe par une restauration adéquate du site. Tel qu'observé dans les équations simplifiées représentant le phénomène de génération d'acide, trois éléments sont essentiels à la formation du DMA : l'eau, l'oxygène et les minéraux sulfureux. Les méthodes de restauration des sites miniers visent généralement à limiter un (ou plusieurs) de ces éléments pour prévenir la génération de DMA ou prévenir l'oxydation des minéraux sulfureux.

Dans un climat humide comme en Abitibi-Témiscamingue, les barrières à oxygène sont considérées comme les meilleures options (SRK, 1989; MEND, 2001). Plusieurs techniques permettent de limiter l'oxygène entrant en contact avec les minéraux sulfureux. Par exemple, les recouvrements en eau (ex : Yanful et Catalan, 2002; MEND, 2007; Kachhwal et al. 2011; Awoh et al. 2013), les recouvrements monocouches avec nappe phréatique surélevée (Dobchuk et al. 2003; Demers, 2008; Ouangrawa et al. 2010) et les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC; ex : Nicholson et al. 1989; Aubertin et al. 1995; Bussière et al. 2004). Toutes ces techniques utilisent l'eau comme barrière à l'oxygène (eau seule ou matériau saturé en eau), car l'oxygène diffuse 10 000 fois plus lentement dans l'eau quand dans l'air (Mbonimpa et Aubertin, 2003). La présente étude porte plus particulièrement sur les CEBC qui sont décrites plus en détails dans la prochaine section.

1.2 Couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC)

Une couverture avec effets de barrière capillaire est généralement composée de trois à cinq couches qui ont chacune leur fonction (Aubertin et al. 1995). Ces dernières sont présentées dans les paragraphes suivants. La figure 1.1 illustre la configuration typique de ce type de recouvrement.

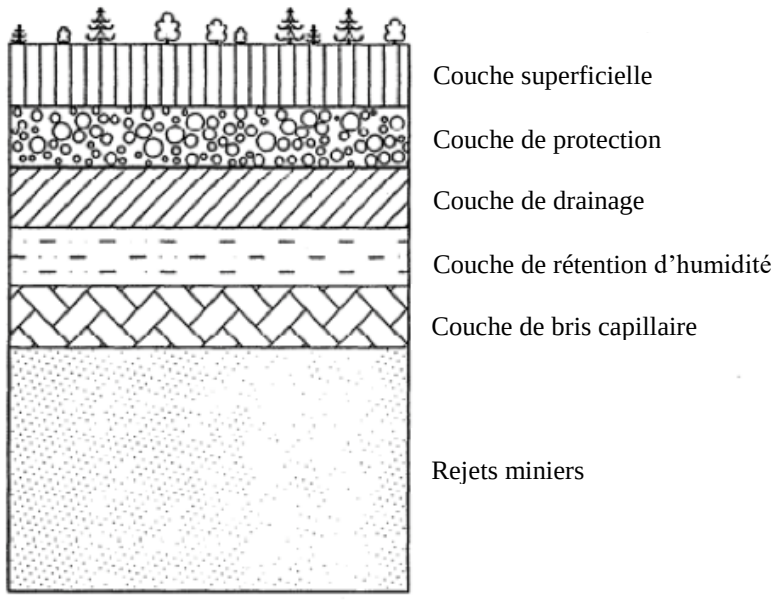

Figure 1.1 : Cinq couches principales d'une CEBC (adapté de Aubertin et al. 1995)

La couche superficielle se situe en surface et a généralement une épaisseur d'environ 15 à 20 cm. Son rôle principal est d'isoler le recouvrement de l'environnement extérieur. Elle doit donc avoir une bonne résistance à l'érosion de l'eau et du vent. De plus, cette couche doit généralement pouvoir accueillir et même favoriser l'établissement de la nouvelle végétation. Le matériel préconisé est donc la terre végétale, mais des géosynthétiques perforés et des cailloux peuvent aussi être utilisés pour aider au maintien du sol, particulièrement dans les recouvrements en pente.

La couche de protection a souvent une épaisseur entre 30 et 50 cm. Elle protège le recouvrement des éléments intrusifs comme les racines, les animaux et les insectes. Elle vise également à préserver les couches sous-jacentes des effets des cycles de gel-dégel et de retenir une partie des eaux d'infiltration. Cette couche peut être fabriquée à partir d'un matériau de type sable ou gravier.

La couche drainante a le rôle de stocker l'eau pour diminuer les pressions interstitielles, améliorant ainsi la stabilité de l'ensemble du recouvrement. Elle facilite le drainage latéral et permet de limiter l'évaporation ou la remontée capillaire de l'eau contenue dans la couche de faible perméabilité. La couche drainante est généralement composée d'un matériau grossier comme le sable et le gravier, d'une conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) entre 10^{-3} et 10^{-1} cm/s (Aubertin et al. 2002). Elle est parfois combinée avec la couche de protection.

La couche de rétention d'humidité (CRH) a une épaisseur de 50 à 100 cm et est composée d'un sol fin de faible conductivité hydraulique ($k_{sat} < 10^{-5}$ cm/s) et avec une forte capacité de rétention d'eau (pression d'entrée d'air > 20 kPa), comme un silt ou une argile peu plastique. Les effets de barrière capillaire doivent se développer entre cette couche et la couche sous-jacente (voir section 2.2.3 pour plus de détails sur les effets de barrière capillaire). Les caractéristiques du matériau ainsi que ces effets de barrière capillaire contribuent à maintenir la CRH saturée. À un degré de saturation de 85 % ou plus, elle agit donc comme une barrière à l'oxygène en limitant le flux d'oxygène qui atteint les résidus sulfureux (Aubertin et al. 1995). Les matériaux fins sont généralement sensibles aux cycles de gel-dégel, c'est pourquoi cette couche doit être bien protégée ou encore les argiles sensibles aux cycles de gel-dégel doivent être évitées.

Finalement, la couche de support ou couche de bris capillaire est formée d'un matériau grossier (k_{sat} entre 10^{-3} et 10^{-1} cm/s) avec une bonne capacité portante (Aubertin et al. 2002). Elle doit avoir une épaisseur de plus de 30 cm pour soutenir adéquatement les couches supérieures. La couche de

bris capillaire doit également se drainer facilement et rester relativement sèche pour éviter la remontée capillaire de contaminants et permettre le développement des effets de barrière capillaire.

1.3 Contexte et objectifs du projet

La construction d'une CEBC nécessite une grande quantité de matériaux. L'utilisation de matériaux naturels est coûteuse et peut avoir un impact sur l'environnement (ex : emprunt au milieu naturel, transport sur de longues distances), c'est pourquoi depuis les 20 dernières années, on cherche de plus en plus à intégrer des matériaux miniers dans les recouvrements. Des études ont montré que des résidus non-générateur d'acide peuvent être utilisés pour la construction de la CRH (Aubertin et al. 1995; Ricard et al. 1999; Bussière et al. 2004). Plus récemment, il a également été proposé d'utiliser des stériles non-générateurs comme matériau grossier pour la couche drainante et la couche de bris capillaire (Pabst, 2011; Kalonji-Kabambi, 2014; Pabst et al. 2018). Les résultats prometteurs des travaux sur l'emploi de matériaux miniers dans les CEBC poussent la recherche vers une nouvelle voie de valorisation qui permettrait d'utiliser des stériles générateurs comme couche de bris capillaire sous la CRH. Cette option est testée dans ce mémoire de maîtrise pour le site minier Westwood-Doyon.

Le site minier Westwood-Doyon de IAMGOLD (IAMGOLD, 2017) est situé à environ 40 km à l'est de Rouyn-Noranda en Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada). Westwood est une mine d'or souterraine active depuis 2013. Le minerai est traité à l'usine de l'ancienne mine Doyon qui se trouve à un peu plus de 2 km. Pour la gestion des rejets, le site comprend trois parcs à résidus, les haldes à stériles de Doyon (Nord et Sud) et l'ancienne fosse Doyon où les stériles de Westwood sont entreposés. Les stériles Doyon sont problématiques, car ils ont déjà commencé à s'oxyder et à générer du DMA (ex : Gélinas et al. 1994; Lefebvre et Gélinas, 1995). L'entreprise minière souhaite prioriser une méthode de restauration des installations Doyon en utilisant les rejets de Westwood. La mine prévoit entre autres débuter bientôt la désulfuration d'une partie de ses résidus qui pourrait faire partie d'un recouvrement (Rey et al. 2016).

L'objectif principal du projet de recherche présenté dans ce mémoire est d'évaluer la performance d'un recouvrement utilisant des stériles réactifs comme bris capillaire du bas sous des résidus désulfurés comme CRH. Les objectifs spécifiques sont :

- Déterminer les propriétés physiques, chimiques, hydrogéologiques et minéralogiques des résidus et stériles miniers étudiés ;
- Évaluer la performance d'un recouvrement fait de résidus désulfurés placés sur des stériles générateurs d'acide à l'aide d'essais en colonnes au laboratoire ;
- Évaluer l'impact de trois facteurs sur la performance du recouvrement : le type de stérile pour la couche de bris capillaire (stériles faiblement réactifs peu oxydés de la mine Westwood ou stériles fortement réactifs et oxydés de la mine Doyon), l'ajout d'une couche de sable pour contrôler l'évaporation et l'épaisseur de la CRH ;
- Recommander des scenarios conceptuels à Westwood-Doyon pour la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés et de stériles générateurs d'acide.

1.4 Structure du mémoire

À la suite de cette introduction, le mémoire présente une revue de la littérature en lien avec le sujet de recherche. Ainsi, le chapitre 2 détaille la théorie sur l'écoulement dans les sols en milieu saturé et non-saturé, les propriétés hydriques des matériaux, telles que la courbe de rétention d'eau et la conductivité hydraulique, et le mouvement de l'oxygène dans les milieux poreux réactifs ou non. Les méthodes d'évaluation de la performance d'un recouvrement, basées sur les concepts présentés, sont ensuite décrites, suivies par une sous-section sur la valorisation des rejets miniers dans la restauration des sites miniers. Le chapitre 3 détaille les approches de caractérisation et les propriétés des matériaux utilisés dans l'étude, ainsi que la procédure d'essai en colonne. Le chapitre 4 présente les résultats des essais en colonne, ainsi qu'une discussion sur l'utilisation des stériles générateurs d'acide dans les recouvrements, le tout sous la forme d'un article qui a été soumis à la revue *Water, Air, & Soil Pollution*. La chapitre 5 montre les résultats d'une simulation hydrogéologique avec SEEP/W et d'un calcul d'équilibre thermodynamique réalisé avec Visual MINTEQ, ainsi qu'un complément d'information permettant de discuter davantage de la performance des recouvrements testés. Le mémoire se termine en exposant les principales conclusions du projet, ainsi que des recommandations.

1.5 Retombées potentielles du projet

L'utilisation de stériles miniers générateurs d'acide dans un recouvrement pour restaurer un site minier présenterait plusieurs avantages pour une entreprise minière. Avant tout, cela permettrait de valoriser un matériau qui peut être très problématique pendant et après la vie de la mine. Contrairement aux stériles non-générateurs d'acide, les stériles réactifs ne peuvent pas être utilisés pour la construction de digues ou de routes. Ils doivent donc être remis sous terre ou entreposés dans des haldes qui seront éventuellement restaurées. Ainsi, utiliser les stériles générateurs d'acide dans la restauration présenterait aussi l'avantage de réduire le volume de ces haldes à stériles et par le fait même, leur coût de restauration. Utiliser les stériles réactifs permettrait également de diminuer le coût de construction d'une CEBC pour restaurer les parcs à résidus.

Pour Westwood-Doyon les résultats de ce projet de recherche permettront d'évaluer la possibilité d'utiliser les stériles Doyon dans la restauration d'un parc à résidus. Il s'agit d'une étude préliminaire qui, en cas de succès, devrait être validée par des tests plus poussés, tels que des cellules terrains et des modélisations.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Les méthodes de restauration des sites miniers sont basées sur une bonne compréhension du comportement des matériaux meubles en milieu saturé et non-saturé. Dans la nature, la portion du sol située entre la nappe phréatique et la surface correspond à une phase non-saturée (aussi appelée zone vadose) qui fait la transition entre le milieu souterrain et l'atmosphère (figure 2.1; Fredlund et al. 2012). En s'éloignant de la nappe phréatique, le sol devient de moins en moins saturé et ses propriétés évoluent en fonction des proportions d'air et d'eau qui s'y trouvent (Hillel, 2004). La phase non-saturée peut être divisée en trois zones. Juste au-dessus de la nappe on retrouve la zone capillaire où les pores du sol sont pratiquement tous remplis d'eau. Cette zone est soumise à des pressions négatives plutôt faibles. Ensuite il y a la zone à double-phases qui contient à la fois de l'air et de l'eau, puis la zone sèche où les pores sont pratiquement tous remplis d'air dû à une pression négative élevée. La zone vadose est grandement influencée par le climat qui dicte, entre autres, la profondeur de la nappe phréatique et l'impact de l'évaporation (Fredlund et al. 2012).

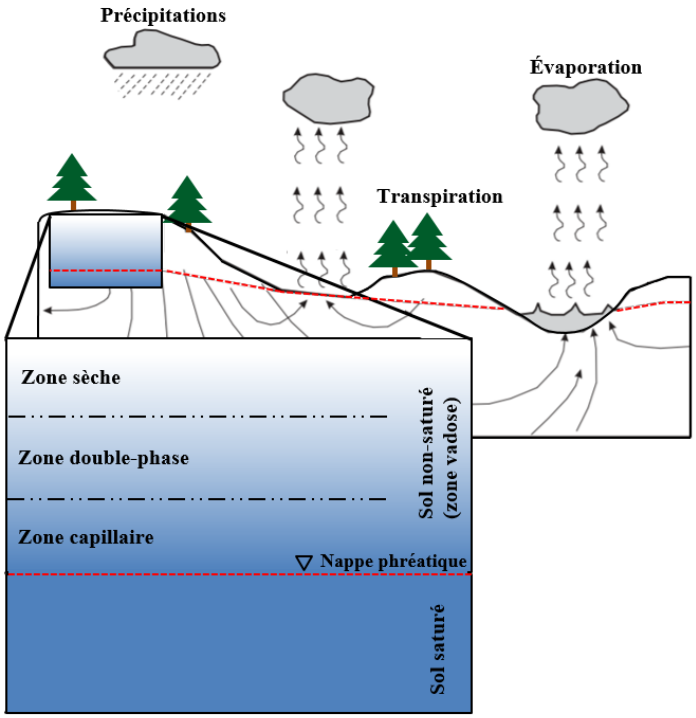

Figure 2.1 : Représentation schématique du sol saturé et non-saturé (modifié de Fredlund et al. 2012)

Ce chapitre vise à préparer le lecteur au contenu des chapitres cœurs du mémoire qui portent sur l'utilisation de stériles miniers réactifs et de résidus désulfurés comme composante d'un recouvrement de type CEBC pour contrôler le DMA. Les premières sections portent sur les principes fondamentaux permettant de comprendre le comportement hydrogéologique des couvertures avec effets de barrière capillaire. L'emphase sera mise plus particulièrement sur l'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé et sur le mouvement de l'oxygène dans un milieu poreux (sol ou rejet minier, réactifs ou non). Cette revue de littérature présente également l'utilisation de matériaux miniers dans les CEBC, une approche de plus en plus considérée par l'industrie minière et qui est à l'origine de ce projet de maîtrise.

2.1 Écoulement de l'eau dans les sols

L'eau contenue dans un sol à un point spécifique a une certaine énergie qui correspond à une charge hydraulique. L'écoulement permanent d'un fluide incompressible peut être représenté par l'équation d'énergie de Bernoulli (Holtz et Kovacs, 1991; Hillel, 2004; Fredlund et al. 2012) :

$$h = z + \frac{P}{\rho g} + \frac{v^2}{2g} \tag{2.1}$$

où

h : Charge hydraulique [L]

z : Élévation par rapport à un point de référence [L]

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

ρ : Masse volumique du fluide [ML^{-3}]

v : Vitesse de l'écoulement [LT^{-1}]

g : Accélération gravitationnelle [LT^{-2}]

Selon cette équation, la charge hydraulique totale comprend trois composantes : la charge de position (liée à l'altitude), la charge de pression statique et la charge de vitesse. Dans un sol, la charge de vitesse est significativement plus faible que les deux autres et peut habituellement être

négligée. La charge de pression statique correspond à l'énergie de pression mesurée en un point alors que la charge de position correspond à l'énergie potentielle en ce même point.

L'eau circule dans un milieu en raison d'une différence d'énergie (ou de charge) entre deux points. Le gradient hydraulique, qui correspond à une perte de charge par unité de longueur, permet ainsi de décrire l'écoulement (Hillel, 2004) :

$$i = \frac{\Delta h}{l} \tag{2.2}$$

où

Δh : Différence de charge

i : Gradient hydraulique

l : Distance entre deux points [L]

Des équations ont été développées en utilisant le gradient hydraulique pour décrire la différence d'énergie entre deux points et l'écoulement de l'eau dans un sol saturé et non-saturé.

2.1.1 Écoulement de l'eau en milieu poreux saturé

Darcy a démontré expérimentalement qu'en milieu saturé, la vitesse d'un écoulement laminaire augmente linéairement avec le gradient hydraulique (Darcy, 1856). La loi de Darcy décrit l'écoulement de l'eau dans un milieu poreux saturé et est généralement exprimée de la façon suivante (Hillel, 2004 ; Fredlund et al. 2012) :

$$q = k \cdot i \tag{2.3}$$

où

q : Débit spécifique ou vitesse de Darcy [LT^{-1}]

k : Conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) ou coefficient de perméabilité de Darcy [LT^{-1}]

Cette équation est vraie pour la plupart des sols saturés incompressibles et pour l'écoulement laminaire d'un fluide, lui aussi, incompressible.

La loi de Darcy est applicable pour un écoulement laminaire, or dans un sol très grossier, comme un stérile minier, un gradient hydraulique élevé peut entraîner de la turbulence. Le nombre de Reynolds (Re) est un indicateur utile pour déterminer le point de transition entre un flux laminaire et turbulent. Ainsi, la loi de Darcy est valide pour un Re plus faible qu'environ 1 à 10 (Freeze et Cherry, 1979 ; Todd, 1980). La granulométrie du sol et les caractéristiques du fluide permettent de calculer le nombre de Reynolds dans un milieu poreux (Freeze et Cherry, 1979) :

$$Re = \frac{d \cdot v \cdot \rho}{\mu} \tag{2.4}$$

où

d : Diamètre moyen des grains [L]

v : Vitesse de l'écoulement [LT^{-1}]

ρ : Masse volumique du fluide [ML^{-3}]

μ : Viscosité dynamique du fluide [$ML^{-1}T^{-1}$]

Dans un sol fin, tels qu'une argile ou un résidu minier, l'écoulement est généralement laminaire, même pour un gradient hydraulique élevé. Cependant, des études ont montré qu'à un faible gradient, le flux est non-proportionnel au gradient ou est même inexistant (Freeze et Cherry, 1979 ; Hillel, 2004). Une des explications possibles serait l'effet de parois rencontré lorsque les pores du sol sont très petits. Dans cette situation, les molécules d'eau tendent à être adsorbées sur les grains du sol qui sont chargés électriquement, ce qui amène l'eau à se comporter comme un liquide plus visqueux (Bear et Verruijt, 1987; Hillel, 2004). Il existerait donc un gradient minimal sous lequel Darcy ne s'appliquerait pas pour un matériau fin donné.

2.1.2 Écoulement de l'eau en milieu poreux non-saturé

Dans un sol non-saturé, la présence d'air dans les pores a un impact majeur sur l'écoulement. Lorsque tous les pores sont remplis d'eau, ils forment un réseau conducteur où l'eau peut circuler librement. La conductivité hydraulique du sol est alors maximale et est appelée conductivité hydraulique saturée (k_{sat}). Quand le sol est non-saturé, la présence d'air bloque le passage de l'eau et la conductivité hydraulique s'en voit diminuée.

Tel que mentionné précédemment, dans un milieu non-saturé, la charge hydraulique de pression est négative, car le sol est situé au-dessus de la nappe phréatique. Cette pression négative ou succion est due à la capillarité et à l'attraction de l'eau avec les particules du sol (Freeze et Cherry, 1979; Hillel, 2004). L'équation d'énergie est alors présentée sous cette forme (Hillel, 2004) :

$$h = z + \psi \tag{2.5}$$

où

ψ : Succion matricielle exprimée en hauteur d'eau [L]

Le mouvement de l'eau entre les pores est affecté par cette succion, car l'eau circule d'une succion faible à une succion plus élevée.

L'équation de Darcy généralisée a été adaptée par Richards (1931), avec l'équation de continuité, pour prendre en considération les caractéristiques de l'écoulement en sol non-saturé. Pour expliquer comment cette équation a été développée (Bussière, 1999; Hillel, 2004; Fredlund et al. 2012), considérons d'abord un volume élémentaire (figure 2.2) avec un débit spécifique entrant dans l'axe des x.

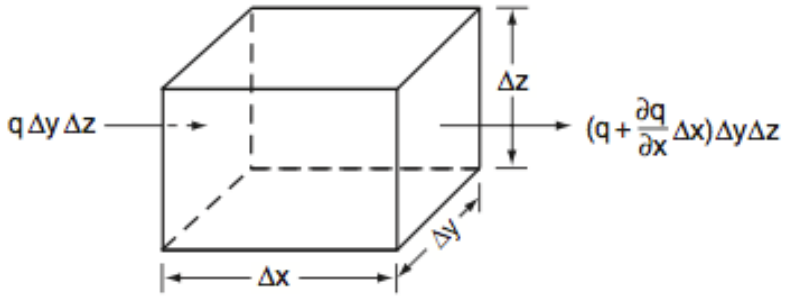

Figure 2.2 : Principe de continuité dans un élément sol non-saturé (adapté de Hillel, 2004)

La différence entre le débit entrant et le débit sortant s'écrit comme suit :

$$\Delta q = -(\partial q/\partial x)\Delta x \Delta y \Delta z \tag{2.6}$$

La différence de débit est due à une accumulation d'eau dans le volume élémentaire et peut donc aussi être exprimée en termes de variation de teneur en eau en fonction du temps :

$$\Delta q = (\partial\theta/\partial t)\Delta x\Delta y\Delta z \tag{2.7}$$

Ainsi, en égalisant les deux équations précédentes, on obtient que :

$$-(\partial q/\partial x)\Delta x\Delta y\Delta z = (\partial\theta/\partial t)\Delta x\Delta y\Delta z \tag{2.8}$$

$$\frac{\partial q}{\partial x} = \frac{\partial \theta}{\partial t} \tag{2.9}$$

En présentant ce résultat en 3 dimensions, on obtient :

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

Comme mentionné précédemment, dans un sol non-saturé, la succion influence la conductivité hydraulique. Ainsi, dans l'équation de Darcy la conductivité hydraulique doit être fonction de la succion :

$$q \ = k(\psi) \cdot i \tag{2.11}$$

En intégrant Darcy dans l'équation 2.12 on obtient :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}(k(\psi) \cdot i_x) + \frac{\partial}{\partial y}\left(k(\psi) \cdot i_y\right) + \frac{\partial}{\partial z}(k(\psi) \cdot i_z) \tag{2.12}$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left(k(\psi)\frac{\partial h}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(k(\psi)\frac{\partial h}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(k(\psi)\frac{\partial h}{\partial z}\right) \tag{2.13}$$

Sachant que $h = z + \psi$:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left(k(\psi)\frac{\partial (z+\psi)}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(k(\psi)\frac{\partial (z+\psi)}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(k(\psi)\frac{\partial (z+\psi)}{\partial z}\right) \tag{2.14}$$

En analysant la variation de la charge d'élévation (z) par rapport à chaque axe, on constate que $\frac{\partial z}{\partial x} = \frac{\partial z}{\partial y} = 0$ et $\frac{\partial z}{\partial z} = 1$. Ainsi, on obtient l'équation de Richards qui décrit l'écoulement en milieu non-saturé :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}\left(k\frac{\partial \psi}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial y}\left(k\frac{\partial \psi}{\partial y}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(k\frac{\partial \psi}{\partial z}\right) + \frac{\partial k}{\partial z} \tag{2.15}$$

2.2 Propriétés hydriques des matériaux

Les équations de l'écoulement de l'eau en milieu saturé et non-saturé dépendent de deux propriétés importantes des sols, soit la courbe de rétention d'eau et la fonction de perméabilité aussi appelée fonction de conductivité hydraulique.

2.2.1 Courbe de rétention d'eau

La courbe de rétention d'eau (CRE) correspond à la relation entre la teneur en eau volumique et la succion. Plus la succion est élevée dans un sol, plus ce dernier se draine et plus la teneur en eau volumique est faible. Cette courbe caractéristique, mais non unique, est propre à chaque sol et dépend de multiples facteurs, dont la structure et la texture du sol. Elle peut être obtenue par mouillage ou drainage, soit à partir du sol saturé qui est graduellement désaturé ou à partir du sol sec qui est graduellement saturé. Les courbes de mouillage et de drainage ne sont pas identiques à cause des effets d'hystérésis (voir section 2.2.1.3). En général, la courbe en drainage est utilisée, car elle est plus facile à mesurer au laboratoire.

La CRE est souvent représentée graphiquement avec la teneur en eau volumique (θ) en abscisse et la succion en ordonnée (figure 2.3). La courbe présente trois zones qui correspondent aux zones présentées précédemment pour la phase de sol non-saturé : la zone de conditions frontières (effet capillaire), la zone de transition (double-phase) et la zone résiduelle (sèche). Ces trois zones sont séparées par deux points caractéristiques : la valeur d'entrée d'air (AEV ou ψ_a) correspond à la succion nécessaire pour que le sol commence à se désaturer et la succion résiduelle (ψ_r) est un point où, même si la succion est élevée, l'eau est très difficile voire impossible à drainer. À ces valeurs de succion sont également associées les teneurs en eau saturée (θ_s) et résiduelle (θ_r). Ces

points caractéristiques peuvent être obtenus à partir de la courbe de rétention d'eau à l'aide de la méthode des tangentes (Fredlund et Xing, 1994) illustrée à la figure 2.3.

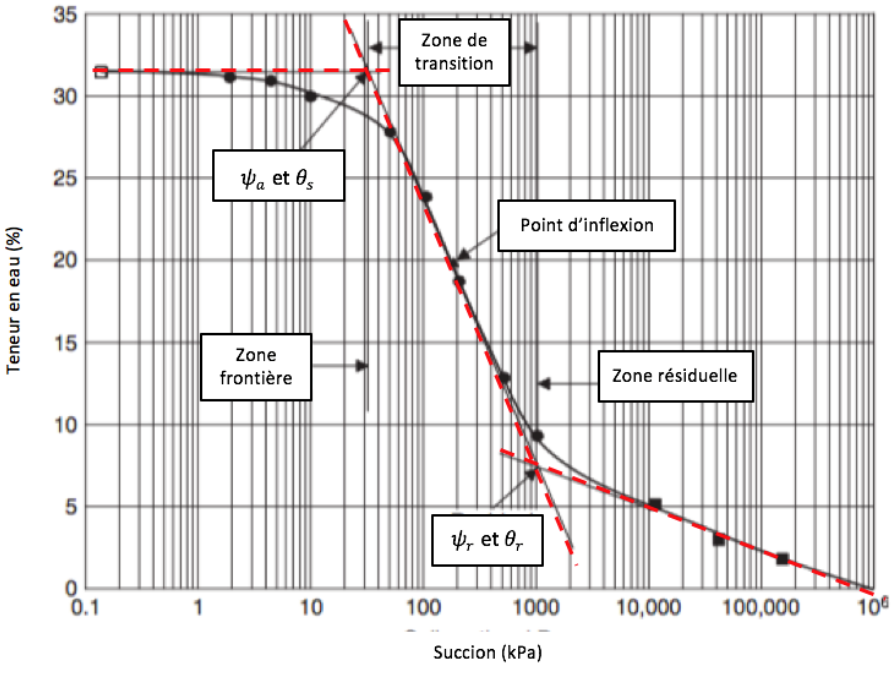

Figure 2.3 : Courbe de rétention d'eau typique (adaptée de Fredlund et al. 2012)

La forme de la courbe est particulièrement influencée par la structure du sol. La grosseur et l'agencement des pores, ainsi que la granulométrie du sol (i.e. capacité de rétention d'eau), affectent la valeur d'entrée d'air et la pente de la zone de transition (Hillel, 2004). Par exemple, un sol grossier voit sa teneur en eau volumique diminuer rapidement à de faibles succions comparativement à un sol fin qui a une plus forte capacité de rétention d'eau (capillarité plus importante). Le sol grossier a ainsi un AEV plus faible que le sol fin et une pente de transition très abrupte, car il se désature rapidement.

Plusieurs méthodes sont utilisées en laboratoire pour mesurer la courbe de rétention d'eau, dont le papier filtre, la cellule de Tempe, la cellule triaxiale, la cellule ou plaque de pression et la solution saline (Delage et Cui, 2000; Fredlund et al. 2012). Pour un sol très grossiers il est préférable d'utiliser un essai en colonne instrumentée (Peregoedova, 2012; Kalonji-Kabambi, 2014).

2.2.1.1 Modèles descriptifs de la CRE

Les modèles descriptifs permettent de lisser les valeurs de succion et de teneur en eau volumique obtenues au laboratoire pour obtenir une courbe de rétention d'eau complète. Les modèles les plus utilisés sont ceux de Brooks et Corey (1964), van Genuchten (1980) et Fredlund et Xing (1994) (tableau 2.1).

Tableau 2.1 : Modèles descriptifs de la courbe de rétention d'eau

Équations	**Paramètres**
Brooks et Corey (1964) $\theta_e = (\theta - \theta_r)/(\theta_s - \theta_r) = (\psi_a/\psi)^{\lambda}$ (2.16)	θ_e : Teneur en eau effective θ : Teneur en eau volumique θ_r : Teneur en eau volumique résiduelle θ_s : Teneur en eau volumique à saturation ψ_a : Pression d'entrée d'air ψ : Succion matricielle λ : Paramètre relié à l'agencement et la taille des pores
van Genuchten (1980) $\theta_e = \left[\frac{1}{1+(a_v\psi)^{n_v}}\right]^{m_v}$ (2.17)	a_v , n_v et m_v : Paramètres d'ajustement du modèle Deux relations sont proposées entre les paramètres m_v et n_v (Fredlund et al. 2012) : Mualem 1976 $m_v = (n_v - 1)/n_v$ Burdine 1953 $m_v = (n_v - 2)/n_v$

Fredlund et Xing (1994) $\theta = c(\psi)\frac{\theta_s}{\left\{ln\left[e+\left(\frac{\psi}{a_f}\right)^{n_f}\right]\right\}^{m_f}}$ (2.18) où $c(\psi) = 1 - \frac{\ln[1+(\psi/\psi_r)]}{\ln[1+(1000000/\psi_r)]}$ (2.19)	e : Nombre népérien a_f , n_f et m_f : Paramètres d'ajustement du modèle $c(\psi)$: Facteur de correction Le facteur de correction $c(\psi)$ force la courbe à atteindre une teneur en eau de zéro à une succion de 1000000 kPa.

Les modèles de Brooks et Corey (1964) et de van Genuchten (1980) sont inclus dans le logiciel RETC développé par van Genuchten et al. (1991) qui permet d'analyser les propriétés hydrauliques des sols non-saturés.

2.2.1.2 Modèles prédictifs de la CRE

Plusieurs études ont été menées pour prédire la courbe de rétention d'eau à partir des caractéristiques géotechniques du sol (ex : Scheuermann et Bieberstein, 2007; Fredlund et al. 2012; Lee et Ro, 2014). Les modèles les plus fréquemment utilisés en environnement minier sont basés sur le modèle de Kovacs (1981). Ce modèle propose une équation permettant de lier le degré de saturation S_r et la succion. Le modèle intègre deux composantes calculées séparément, soit la saturation associée aux forces de capillarité et la saturation associée à l'adhésion.

Le problème du modèle de Kovacs (1981) est que plusieurs de ses paramètres ne sont pas bien définis, ce qui les rend difficiles à évaluer. Un modèle de Kovacs modifié (MK) a été introduit par Aubertin et al. (1998) pour simplifier l'approche en remplaçant ces paramètres par des données mieux définies qui sont mesurées directement au laboratoire ou calculées à partir de valeurs mesurées en laboratoire. Ce modèle MK a été généralisé pour plusieurs types de sols par Aubertin et al. (2003) :

$$S_r = \frac{\theta}{\theta_s} = S_c + S_a{}^*(1 - S_c) \quad (2.20)$$

où

S_c : Composantes liée aux forces capillaires

S_a : Composante liée aux forces d'adhésion

Les paramètres du modèle sont calculés à l'aide des équations présentées au tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Paramètres du modèle MK pour la prédiction de la courbe de rétention d'eau

Équations	**Paramètres**
Calcul de la remontée capillaire équivalente $h_{co_G} = \frac{0{,}75}{e \cdot D_{10}[(1{,}17 \cdot \log(Cu)+1]}$ (2.21) $h_{co_F} = \frac{0{,}15\rho_s}{e} w_L{}^{1{,}45}$ (2.22)	h_{co_G} : Remontée capillaire sol granulaire h_{co_F} : Remontée capillaire sol fin e : indice des vides D_{10} : Diamètre des grains à 10% passant sur la courbe granulométrique cumulée [L] Cu : Coefficient d'uniformité ($Cu = D_{60}/D_{10}$) ρ_s : Masse volumique du sol [ML^{-3}] w_L : Limite de liquidité [%]
Calcul du facteur C_ψ tirée de Fredlund et Xing (1994) $C_\psi = 1 - \frac{\ln(1+\psi/\psi_r)}{\ln(1+\psi_0/\psi_r)}$ (2.23)	ψ_0 : 10^7cm ψ_r : Succion résiduelle calculée avec $\psi_r = 0{,}86 h_{co}{}^{1{,}2}$
Calcul de S_a $S_a = a_c C_\psi \frac{(h_{co}/\psi)^{2/3}}{e^{1/3}(\psi/\psi_n)^{1/6}}$ (2.24)	a_c : Paramètre lié aux propriétés géotechniques (pour un sol fin $a_c = 7 \cdot 10^{-4}$ et pour une sol granulaire $a_c = 0{,}01$) ψ_n : Paramètre pour la cohérence des unités (ψ_n=1 cm pour ψ en cm) [L]

Calcul de S_a^* $S_a^* = 1 - \langle 1 - S_a \rangle$ (2.25)	⟨ ⟩ sont des crochets de Macauley : $\langle y \rangle = 0{,}5(y + \lvert y \rvert)$ de façon à ce que $S_a^* = 1$ si $S_a \geq 1$ ou $S_a^* = S_a$ si $S_a < 1$
Calcul de S_c $S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\psi}\right)^2 + 1\right]^m exp\left[-m\left(\frac{h_{co}}{\psi}\right)^2\right]$ (2.26)	m : Paramètre lié aux propriétés géotechniques Pour un sol fin $m = 3 \cdot 10^{-5}$ et pour un sol granulaire m est calculé avec $m = 1/Cu$

À noter que la remontée capillaire h_{co} ainsi que les facteurs a_c et m sont déterminés différemment pour un sol granulaire et pour un sol fin.

Pour les sols très grossiers (tels que les stériles miniers), il a également été observé que la courbe de rétention d'eau mesurée au laboratoire ne suit pas la courbe prédite par le modèle MK. Peregoedova (2012) montre que le modèle sous-estime la teneur en eau volumique résiduelle des stériles et propose d'ajuster la remontée capillaire équivalente et la succion résiduelle de la façon suivante :

$$h_{co_G_ajusté} = h_{co_G} \cdot \frac{D_H}{D_{H_CL}} \quad (2.30)$$

$$\psi_{r_ajusté} = \psi_r \cdot \left(\frac{D_H}{D_{H_CL}}\right)^{1{,}26} \quad (2.31)$$

où

D_H : Diamètre équivalent des grains calculé par $D_H = [1 + 1{,}17 \log(Cu)]D_{10}$

D_{H_CL} : Diamètre équivalent calculé à partir de la surface spécifique obtenue avec la méthode proposée par Chapuis et Légaré (1992) avec $\alpha = 6$

Le calcul de la surface spécifique avec la méthode Chapuis et Légaré (1992) se fait à partir de l'équation suivante (Chapuis et Aubertin, 2003) :

$$S_s = \frac{\alpha}{\rho_s} \sum \left[\frac{P_{NoD} - P_{Nod}}{d} \right] \tag{2.32}$$

où

α : facteur de forme

D et d : Diamètres de grains [L]

$P_{NoD} - P_{Nod}$: pourcentage massique de particules plus petites que le diamètre D et plus grandes que le diamètre d

Le diamètre équivalent des grains peut ensuite être obtenu avec l'équation suivante (Aubertin et al. 2003) :

$$D_H = \frac{a}{\rho_s S_s} \tag{2.33}$$

où

a : facteur de forme ($a \approx 10$)

Une bonne corrélation est observée entre ce modèle MK ajusté et les données obtenues au laboratoire pour des stériles (Peregoedova, 2012; Kalonji-Kabambi, 2014).

2.2.1.3 Hystérésis

Des effets d'hystérésis sont observés entre les courbes de rétention d'eau mesurées en drainage et en mouillage. Ceux-ci s'expliquent par quatre principaux facteurs, majoritairement liés aux caractéristiques du sol (ex : Delage et Cui, 2000; Hillel, 2004; Maqsoud et al. 2012) :

- Interconnexion et grosseur des pores : influencent la succion à laquelle ces derniers se remplissent ou se vident. Considérons un sol composé de gros pores connectés par des beaucoup plus petits. En drainage, les gros pores se videront rapidement, mais en mouillage l'eau devra combattre l'effet de capillarité élevé dans les pores étroits avant de pouvoir remplir les gros espaces.

- Emprisonnement de l'air : en mouillage il peut arriver que de l'air soit emprisonnée dans certains petits pores. Ces derniers ne pourront alors pas se remplir d'eau.
- Surface de contact eau-sol (effet de goutte) : en drainage, l'angle de contact d'une goutte d'eau est faible, ce qui implique que la surface de contact est plus grande et que la succion nécessaire pour faire s'écouler cette goutte est plus élevée. En mouillage c'est le contraire, l'angle de contact est grand, ainsi une moins grande succion est requise.
- Retrait et gonflement : font varier la structure du sol, ce qui peut accentuer l'effet d'hystérésis. À noter que les sols plastiques présentent une portion de retrait permanente, ce qui peut diminuer l'effet d'hystérésis (Delage et Cui, 2000).

L'hystérésis a un impact sur la distribution de l'eau dans un matériau, et affecte donc le comportement des couvertures avec effets de barrière capillaire. Il est recommandé d'intégrer les effets d'hystérésis dans les modèles de prédiction du comportement des recouvrements localisés en climats aride ou semi-aride qui subissent des variations de teneur en eau importantes (Bossé et al. 2016).

2.2.2 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique (k) correspond à la capacité d'un sol à laisser s'écouler un fluide, en l'occurrence l'eau. Plus la conductivité hydraulique est élevée, plus l'eau circule aisément dans le milieu poreux. Typiquement, lorsque le sol est saturé, on mesure des valeurs de conductivité hydraulique k_{sat} entre 10^{-2} et 10^{-3} cm/s pour un matériau granulaire comme le sable et entre 10^{-6} à 10^{-9} cm/s pour un sol fin tel que l'argile (Holtz et Kovacs, 1991; Hillel, 2004).

Plusieurs facteurs peuvent affecter la conductivité hydraulique. Tel que mentionné précédemment à la section 2.1.2, lorsque le sol est saturé, tous les pores sont connectés et la conductivité hydraulique est maximale, on parle alors de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}). Par contre, quand le sol est partiellement saturé le réseau est plus tortueux à cause de la présence d'air dans les pores, ce qui réduit la conductivité hydraulique (Hillel, 2004; Fredlund et al. 2012). Dans le même ordre d'idée, la conductivité hydraulique est plus faible pour un sol fin que pour un sol granulaire, car les pores sont petits. Ainsi, même si le sol fin a une porosité totale plus élevée, c'est la grosseur des pores qui contrôle l'intensité de l'écoulement. La conductivité hydraulique peut

également être affectée par tout processus chimique, physique ou biologique pouvant modifier la composition du sol (Hillel, 2004). Par exemple, l'entrainement de particules fines ou la formation de minéraux secondaires peuvent bloquer des pores et ainsi limiter l'écoulement.

Au laboratoire, on mesure généralement k_{sat}, car elle est utilisée dans plusieurs équations et permet, avec la courbe de rétention d'eau, d'estimer la fonction de conductivité hydraulique. L'appareil utilisé est un perméamètre et les mesures sont prises à charge variable ou constante (Freeze et Cherry, 1979; Hillel, 2004; Holtz et Kovacs, 1991). Pour les résidus miniers, un perméamètre à parois rigides ou flexibles est adéquat ; les deux méthodes donnent des résultats similaires (Chapuis et Aubertin, 2003). Par contre, pour les matériaux très grossiers comme les stériles, il est préférable de réaliser les essais dans un permamètre à parois rigides de grande dimension tel qu'une colonne de 30 cm de diamètre (Hernandez, 2007; Peregoedova, 2012; Kalonji-Kabambi, 2014). Les particules étant significativement plus grosses, de meilleurs résultats sont obtenus avec une plus grande quantité de matériau dans un appareil plus adapté.

2.2.2.1 Prédiction de la conductivité hydraulique saturée

Plusieurs modèles de prédiction de k_{sat} ont été développés en utilisant les caractéristiques géotechniques des sols, telles que la courbe granulométrique et la porosité (Freeze et Cherry, 1979; Chapuis, 2012). Pour les rejets miniers, les modèles les plus utilisés sont ceux de Kozeny-Carman (KC) et Kozeny-Carman modifié (KCM).

Le modèle KC est présenté sous plusieurs formes différentes. Une des plus courantes est la suivante :

$$k_{sat} = C\frac{g}{\mu_w \rho_w}\frac{e^3}{S^2 D_R^2 (1+e)} \tag{2.34}$$

où

g : Accélération gravitationnelle [LT^{-2}]

e : Indice des vides

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

ρ_w : Masse volumique de l'eau [ML^{-3}]

S : Surface spécifique [L^2M^{-1}]

D_R : Densité des grains solides

C : Facteur lié à la forme et la tortuosité des pores

Ce modèle donne une bonne approximation de la valeur de la conductivité hydraulique saturée, entre 1/3 et 3 fois la valeur mesurée, pour tous les types de sol (Chapuis et Aubertin, 2003). L'incertitude vient du manque de précision pour la mesure de surface spécifique et pour la détermination du facteur C.

Le modèle Kozeny-Carman modifié, développé par Mbonimpa et al. (2002), utilise des propriétés géotechniques de bases du sol qui sont faciles à mesurer au laboratoire, limitant ainsi l'incertitude liée à l'évaluation des éléments de l'équation. Le modèle comprend deux équations différentes selon le type de sol analysé. Pour les sol fins plastiques et cohésifs, l'équation s'écrit comme suit :

$$k_{sat_F} = C_P \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{7{,}7 w_L{}^{-0{,}15}}}{1+e} \frac{1}{\rho_s^2 w_L^3} \tag{2.35}$$

où

C_P : Constante [M^2L^{-4}] ($C_P \approx 5{,}6\ g^2/m^4$)

γ_w : Poids volumique de l'eau [$MT^{-2}L^{-2}$]

w_L : Limite de liquidité [%]

Cette équation a la meilleure capacité de prédiction de k_{sat} pour les sols fins, avec des résultats se situant entre 0,5 et 2 fois la valeur mesurée (Chapuis, 2012).

Le modèle KCM comprend également une équation de prédiction de la conductivité hydraulique saturée pour un sol granulaire :

$$k_{sat_G} = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^5}{1+e} C_u^{1/3} D_{10}^2 \tag{2.36}$$

où

C_G : Constante ($C_G = 0{,}1$)

Cependant, pour les matériaux très grossiers, comme les stériles miniers, un écart significatif a été observé entre les valeurs prédites et mesurées (Peregoedova, 2012). Comme alternative, il est recommandé par Peregoedova (2012) d'utiliser des modèles de prédiction qui emploient une taille représentative des grains D_{50} plutôt que D_{10}. Parmi les équations existantes, l'auteure suggère les suivantes :

Sheperd (1989) $$k_{sat} = 3{,}53 \cdot 10^{-4}[100{D_{50}}^{1{,}5}] \quad (2.37)$$

Taylor (1948) $$k_{sat}\ (cm/s) = C_1 \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^3}{(1+e)} {D_{50}}^2 \quad (2.38)$$

où

C_1 : Facteur de forme (constante)

La valeur de C_1 est déterminée à partir de données expérimentales selon l'équation suivante :

$$C_1 = \frac{k_{sat_{LABO}} \mu_w (1+e)}{{D_{50}}^2 \gamma_w e^3} \quad (2.39)$$

où

$k_{sat_{LABO}}$: Conductivité hydraulique saturée mesurée au laboratoire [cm/s]

2.2.2.2 Fonction de conductivité hydraulique

La fonction de conductivité hydraulique représente graphiquement la variation de la conductivité hydraulique selon la teneur en eau volumique dans le sol ou la succion matricielle. Des méthodes de mesure en laboratoire existes pour déterminer la fonction, mais elles demandent beaucoup de temps et sont relativement difficiles à mettre en œuvre (Hillel, 2004; Fredlund et al. 2012). Généralement, on utilise plutôt des modèles de prédiction.

La conductivité hydraulique en milieu non-saturé peut être exprimée comme une fraction de la conductivité hydraulique saturée selon l'équation suivante (Mualem, 1976; Mbonimpa et al. 2006; Fredlund et al. 2012) :

$$k = k_r k_{sat} \quad (2.40)$$

où

k_r : conductivité hydraulique relative

Burdine (1953) et Mualem (1976) ont proposé des modèles de prédiction de k_r inspirés des travaux de Childs et Collis-George (1950). Le modèle descriptif de la CRE proposé par van Genuchten (1980) (tableau 2.1) a permis d'obtenir des solutions analytiques de ces équations (Fredlund et al. 2012; tableau 2.3). Le tableau 2.3 présente également l'équation de Fredlund et Xing (1994) pour la CRE. Les modèles de Burdine (1953) et Mualem (1976) sont intégrés dans le logiciel RETC développé par van Genuchten et al. (1991).

Tableau 2.3 : Modèles de prédiction de la fonction de conductivité hydraulique non-saturée

Équations	**Paramètres**
Burdine 1953 $k_r(\psi) = \frac{1-(a_v\psi)^{n_v-2}[1+(a_v\psi)^{n_v}]^{-m_{vb}}}{[1+(a_v\psi)^{n_v}]^{2n_v}}$ (2.42)	a_v , n_v et m_{vb} : Paramètres d'ajustement du modèle pris dans le modèle van Genuchten (1980) pour la prédiction de la CRE $m_{vb} = 1 - \frac{2}{n_v}$
Mualem 1976 (solution proposée par van Genuchten (1980), aussi appelé modèle de van Genuchten-Mualem) $k_r(\psi) = \frac{\{1-(a_v\psi)^{n_v-1}[1+(a_v\psi)^{n_v}]^{-m_{vm}}\}^2}{[1+(a_v\psi)^{n_v}]^{0,5}}$ (2.43)	a_v , n_v et m_{vm} : Paramètres d'ajustement du modèle pris dans le modèle van Genuchten (1980) pour la prédiction de la CRE $m_{vm} = 1 - \frac{1}{n_v}$
Fredlund et al. 1994	N : Nombre d'intervalles i : Compteur j : Numéro de l'intervalle

$k_r(\psi) = \frac{\sum_{i=j}^{N} \frac{\theta(e^{\bar{y}}i)-\theta(\psi)}{e^{\bar{y}}i}\theta'(e^{\bar{y}}i)}{\sum_{i=1}^{N} \frac{\theta(e^{\bar{y}}i)-\theta_s}{e^{\bar{y}}i}\theta'(e^{\bar{y}}i)}$ (2.44)	$\bar{y}_i$: Point milieu du i[ème] intervalle θ' : Dérivée de l'équation 2.20 e : Nombre népérien

2.2.3 Effets de barrière capillaire

L'objectif d'une CEBC en milieu humide est de limiter le passage de l'oxygène à travers le recouvrement, tout en réduisant les infiltrations d'eau, en maintenant la couche de faible perméabilité à un degré de saturation de 85 % et plus (Aubertin et al. 1995; Aachib et al. 1997). Pour ce faire, le mode de restauration exploite les caractéristiques des écoulements en milieu non-saturé et le contraste entre les propriétés hydrogéologiques des matériaux fins et grossiers.

On observe des effets capillaires lorsqu'un matériau fin est placé sur un matériau plus grossier. Dans la CEBC, ces effets se développent entre la couche de faible perméabilité et la couche de bris capillaire ou la couche de drainage. Les figures 2.4 et 2.5 illustrent les courbes de rétention d'eau et les fonctions de conductivité hydraulique typiques d'un sable et d'un silt. L'observation des courbes de rétention d'eau permet de constater que le sable a une valeur d'entrée d'air (AEV) plus faible que le silt, ainsi qu'une pente de courbe de drainage significativement plus élevée. Ainsi, le matériau grossier se draine rapidement, avant le matériau fin. En parallèle, la figure 2.5 montre que la conductivité hydraulique du sable diminue abruptement avec l'augmentation de la succion jusqu'à une valeur inférieure à celle du silt. Ainsi, dans une CEBC, l'eau en provenance de la surface circule d'abord dans une couche de matériau fin à forte rétention d'eau, puis l'écoulement est freiné par une couche de matériau grossier de faible conductivité hydraulique. L'effet combiné des caractéristiques des deux types de sols contribue donc à maintenir la couche de rétention d'humidité saturée. Pour que le recouvrement fonctionne bien, il est recommandé d'avoir une différence de trois ordres de grandeur entre les conductivités hydrauliques saturées de la CRH et de la couche de bris capillaires du bas.

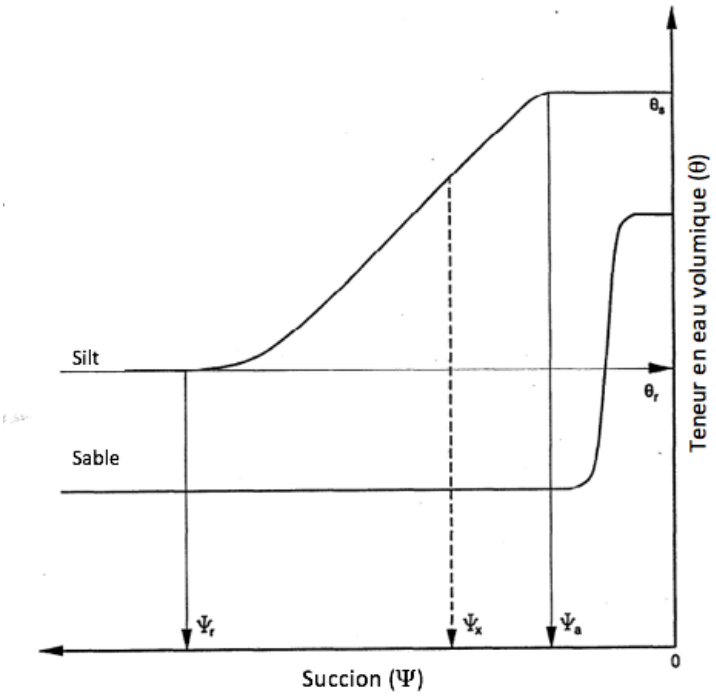

Figure 2.4 : Représentation de courbes de rétention d'eau typiques (modifié de Aubertin et al. 1995)

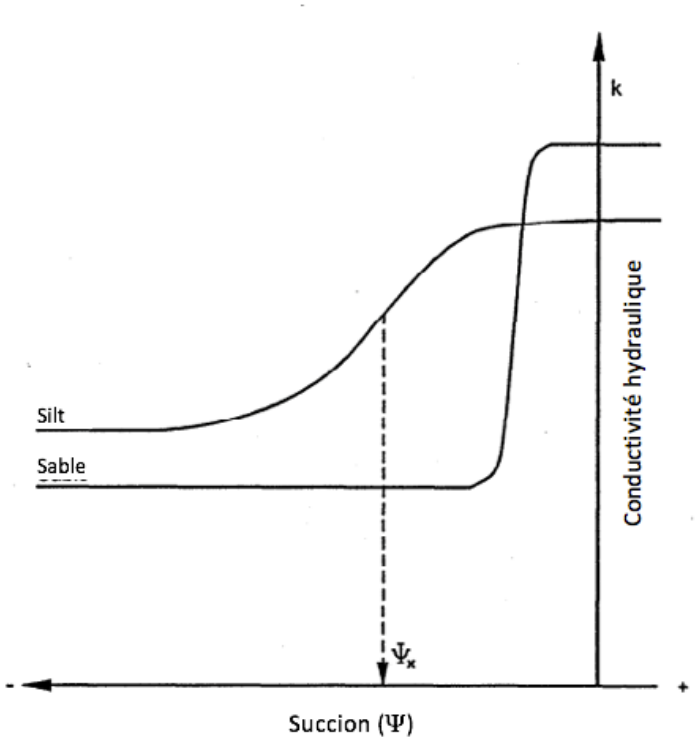

Figure 2.5 : Représentation de courbes de conductivité hydraulique typiques (modifié de Aubertin et al. 1995)

Il existe également un effet capillaire entre la couche drainante et la couche de faible perméabilité. Dans ce cas, la couche grossière limite la remontée capillaire de l'eau qui se retrouve d'autant plus confinée dans la CRH. Cette couche permet également de protéger la CRH des effets de l'évaporation.

2.3 Mouvement de l'oxygène dans un milieu poreux

L'oxygène se déplace dans un milieu poreux selon trois mécanismes : la diffusion, l'advection et la convection (Fredlund et al. 2012). La diffusion moléculaire est le processus par lequel l'oxygène circule en raison d'un gradient de concentration. Ce mécanisme contrôle le mouvement de l'oxygène dans les sols fins comme les résidus miniers (Nicholson et al. 1989; Demers, 2008). Dans un milieu plus grossier, comme les haldes à stériles, les infiltrations d'eau et d'air sont plus importantes et certaines zones de réaction produisent de la chaleur, ce qui induit une circulation d'air due aux différences de température et de pression (Lefebvre et al. 2001a, 2001b; Amos et al.

2015). Ainsi, dans ce type de milieu, il ne faut pas négliger l'oxygène contenue dans l'eau et l'air qui circule par advection et convection.

Dans le cas des recouvrements en sol utilisés pour la restauration de sites miniers, on cherche à contrôler le flux d'oxygène avec une couche de matériau fin. C'est donc le mécanisme de diffusion qui sera prédominant; il est décrit plus en détails dans cette section.

2.3.1 Diffusion de l'oxygène dans un milieu non-réactif

La première loi de Fick décrit la relation entre le flux diffusif d'oxygène qui traverse un milieu poreux et le gradient de concentration (Mbonimpa et Aubertin, 2003; Aachib et al. 2004) :

$$F = -D_e \frac{\partial C}{\partial z} \tag{2.45}$$

où

F : Flux d'oxygène [$ML^{-2}T^{-1}$]

D_e : Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène [L^2T^{-1}]

C : Concentration d'oxygène [ML^{-3}]

z : Profondeur [L]

Le coefficient de diffusion effectif peut aussi être exprimé en fonction de la porosité équivalente selon l'équation suivante :

$$D_e = \theta_{eq} D^* \tag{2.46}$$

où

θ_{eq} : Porosité équivalente ($\theta_{eq} = \theta_a + H\theta$)

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

θ_a : Teneur en air volumique

H : Constante de Henry

La constante de Henry est calculée à partir de la concentration d'oxygène dans l'eau et dans l'air à l'équilibre pour une certaine température. Elle permet donc de calculer une porosité équivalente qui prend en considération la concentration en oxygène dans l'air et l'oxygène dissout dans l'eau. La formule à utiliser pour calculer la constante est un ratio entre la concentration d'oxygène dans l'eau et dans l'air ($H = C_w/C_a$). À une température de 20 °C la valeur de la constante de Henry est d'environ 0,03 (Aachib et al. 2004).

Le coefficient de diffusion effectif peut être évalué au laboratoire par des essais en cellule de diffusion ou en colonne (Aachib, 1997 ; Aubertin et al. 1999 ; Mbonimpa et al. 2003; Gosselin et al. 2007), mais généralement le paramètre est plutôt estimé avec des équations de prédiction. Un modèle souvent utilisé en environnement minier est celui d'Aachib et al. (2004) qui donne d'excellents résultats, surtout à des saturations élevées (Aubertin et al. 1999; Aachib et al. 2004). L'équation peut s'écrire de la façon suivante (Mbonimpa et al. 2003; Aachib et al. 2004) :

$$D_e = \frac{1}{n^2}\left(D_a^0 {\theta_a}^{P_a} + H D_w^0 \theta^{P_w}\right) \tag{2.47}$$

où

n : Porosité

D_a^0 : Coefficient de diffusion libre dans l'air ($D_a^0 \approx 1{,}8 \cdot 10^{-5}$ m^2/s)

D_w^0 : Coefficient de diffusion libre dans l'eau ($D_w^0 \approx 2{,}2 \cdot 10^{-9}$ m^2/s)

P_a : Paramètre lié à la tortuosité dans l'air

P_w : Paramètre lié à la tortuosité dans l'eau

Les exposants P_a et P_w peuvent être calculés à l'aide des équations suivantes (Mbonimpa et Aubertin, 2003; Aachib et al. 2004) :

$$P_a = 1{,}201{\theta_a}^3 - 1{,}515{\theta_a}^2 + 0{,}987\theta_a + 3{,}119 \tag{2.48}$$

$$P_w = 1{,}201\theta^3 - 1{,}515\theta^2 + 0{,}987\theta + 3{,}119 \tag{2.49}$$

La deuxième loi de Fick permet de considérer que la concentration d'oxygène peut varier dans le temps et selon la profondeur du sol. Elle est basée sur le principe de conservation de la masse,

ainsi elle indique que la variation de la concentration d'oxygène dans le temps équivaut au flux d'oxygène. L'équation prend la forme suivante (Mbonimpa et al. 2003) :

$$\frac{\partial}{\partial t}\left(\theta_{eq} C\right) = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_e \frac{\partial C}{\partial z}\right) \tag{2.50}$$

où

t : Temps

Il est à noter que le degré de saturation du sol influence grandement la diffusion de l'oxygène. En effet, à une saturation de plus de 90% la phase d'air n'est plus continue, donc l'oxygène circule dans l'eau (Aachib, 1997). Or, la diffusion de l'oxygène est 10 000 fois plus faible dans l'eau que dans l'air (Hillel, 2004). Ainsi, maintenir un sol saturé ou près de la saturation permet de limiter significativement le flux d'oxygène, ce qui est très utile pour la conception de recouvrements tels que les CEBC.

2.3.2 Diffusion de l'oxygène dans un milieu réactif

Dans certains sols, il y a présence de minéraux sulfureux qui s'oxydent en présence d'eau et d'oxygène. Cette réaction implique la consommation d'une partie de l'oxygène qui pénètre le milieu poreux, ce qui influence le flux d'oxygène. La deuxième loi de Fick pour un milieu réactif prend la forme suivante (Mbonimpa et al. 2003) :

$$\frac{\partial}{\partial t}\left(\theta_{eq} C\right) = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_e \frac{\partial C}{\partial z}\right) - K_r C \tag{2.51}$$

où

K_r : Coefficient de taux de réaction effectif [T^{-1}] ($K_r = \theta_{eq} K_r^*$)

Une équation analytique en régime permanent permettant de calculer le flux d'oxygène dans un milieu réactif a été proposée par Mbonimpa et al. (2003) :

$$F_{B\ réactif} = \frac{C_0 D_e}{L} + \frac{2K_r^* C_0 D_e}{L} \sum_{i=1}^{\infty} \left[\frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right] \tag{2.52}$$

$F_{B\,réactif}$: Flux d'oxygène à la base d'une couche de matériau réactif en régime permanent [$ML^{-2}T^{-1}$]

K_r^* : Coefficient de taux de réaction apparent [T^{-1}]

L : Épaisseur [L]

L'équation du flux d'oxygène en régime transitoire pour un milieu réactif comprend également une composante de consommation d'oxygène et prend la forme suivante pour le calcul du flux à la base d'une barrière à l'oxygène (Mbonimpa et al. 2003) :

$$F(z=L,t>0) = F_B + 2K_r^* F_B \sum_{i=1}^{\infty}\left(\frac{(-1)^i}{\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2}+K_r^*}\right) + 2F_B\sum_{i=1}^{\infty}(-1)^i \exp\left[-\left(\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2}+K_r^*\right)t\right] - 2K_r^* F_B \sum_{i=1}^{\infty}\left[\frac{(-1)^i}{\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2}+K_r^*}\right] exp\left[-\left(\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2}+K_r^*\right)t\right] \quad (2.53)$$

où

F_B : Flux d'oxygène à la base d'une couche de matériau non-réactif en régime permanent [$ML^{-2}T^{-1}$]

La valeur de F_B, correspondant au flux à travers un milieu non-réactif en régime permanent, est calculée de la façon suivante :

$$F_B = \frac{C_0 D_e}{L} \quad (2.54)$$

où

C_0 : concentration d'oxygène à la surface de la couche de matériel [ML^{-3}]

Le coefficient de taux de réaction peut être mesuré au laboratoire à l'aide d'un test de consommation d'oxygène. Ce dernier peut, entre autres, être réalisé simultanément avec la mesure de D_e dans une cellule de diffusion ou avec un couvercle instrumenté placé sur un essai en colonne (Mbonimpa et al. 2003; Gosselin et al. 2007). La valeur de K_r peut également être prédite à l'aide de l'équation de Collin (1987) (Mbonimpa et al. 2003; Gosselin et al. 2007) :

$$K_r = K' \frac{6}{D_H}(1-n)C_p \tag{2.55}$$

où

K' : Réactivité de la pyrite avec l'oxygène ($K' = 5 \cdot 10^{-10} m^3 O_2 m^{-2}_{pyrite} s^{-1}$)

D_H : Diamètre des grains équivalent ($D_H = [1 + 1{,}17 \log(C_u)]D_{10}$)

C_p : Teneur en pyrite par masse de résidus secs

Cette équation de prédiction suppose que toute la pyrite peut être oxydée et donc qu'elle est accessible à l'air. Le modèle de Collin ne tient pas compte de tous les facteurs d'influence de K_r. Le coefficient de taux de réaction dépend en réalité de plusieurs autres facteurs, dont la minéralogie, la température, le niveau d'oxydation et la présence de bactéries (Mbonimpa et al. 2003).

Il a aussi été montré que le degré de saturation du sol a une influence sur le taux de réaction (Gosselin, 2007). Sous une saturation de 20 %, la faible quantité d'eau limite la réaction, donc le taux de réactivité est plus faible. Entre des degrés de saturation d'environ 20 et 80 %, l'eau et l'oxygène sont présents en quantité adéquates pour entretenir la réaction d'oxydation. C'est dans cet intervalle qu'on retrouve les valeurs de K_r les plus élevées. Pour un degré de saturation de plus de 80 %, l'oxygène commence à manquer et K_r s'en trouve diminué. Ainsi, il est supposé que la réactivité d'un matériau est plus faible pour un S_r élevé.

La conception d'une barrière à oxygène pour la restauration d'un site minier, telle qu'une CEBC, nécessite une bonne compréhension du processus de migration de l'oxygène à travers un milieu poreux. La performance de ce type de recouvrement dépend de sa capacité à réduire le taux d'oxygène traversant la CRH.

2.4 Évaluation de la performance d'un recouvrement

Les recouvrements comme les CEBC sont généralement testés au laboratoire et sur le terrain afin d'implanter une solution performante et optimale à grande échelle. La qualité du lixiviat et la mesure du flux d'oxygène permettent de comparer la performance des recouvrements entre eux et selon les critères de performance et exigences visés.

2.4.1 Qualité du lixiviat

En laboratoire ou sur le terrain, le volume et la qualité de l'eau sont les premiers indicateurs de performance d'un recouvrement. L'eau à la sortie du système peut être récupérée et analysée (ex : Aubertin et al. 1999; Dagenais, 2005; Lessard, 2018). Typiquement, les mesures comprennent le pH, le potentiel redox (Eh), la conductivité électrique, les métaux en solution et la teneur en sulfates. Un calcul d'équilibre thermodynamique permet d'analyser plus en profondeur les résultats de qualité chimique en identifiant les minéraux se trouvant en conditions de précipitation (ex : Bussière et al. 2004; Pétel, 2017). On peut également estimer les taux de réaction des différents minéraux présents en évaluant l'évolution de la charge d'un élément au bas de la colonne.

2.4.2 Mesure des flux d'oxygène

Il y a trois principales méthodes pour évaluer le flux d'oxygène traversant un recouvrement : la méthode des sulfates, la méthode de consommation d'oxygène et la méthode du gradient (Demers, 2008). Pour être efficace, un recouvrement devrait permettre de réduire le flux d'oxygène à 1-2 mol/m^2/an et moins (Nastev et Aubertin, 2000; Dagenais, 2005).

La méthode des sulfates permet de calculer le flux d'oxygène à partir de la quantité de sulfates contenue dans le lixiviat, en utilisant l'équation 1.1 pour obtenir le flux d'oxygène équivalent (ex : Elberling et al. 1994; Bussière et al. 2004). La méthode suppose que les sulfates proviennent entièrement de l'oxydation des sulfures et qu'il n'y a pas de stockage de sulfates dans la colonne.

L'essai de consommation d'oxygène mesure la diminution de l'oxygène dans une cellule fermée pendant un période de temps donnée. L'essai peut être réalisé pour un matériau seul ou sur un recouvrement, en utilisant un couvercle qui peut être placé sur un essai en colonne ou un cylindre installé directement sur le terrain (Elberling et al. 1994; Demers, 2008; Dagenais et al. 2012). Le flux d'oxygène est ensuite calculé soit à partir d'une solution analytique qui résout, pour des conditions spécifiques, la deuxième loi de Fick's (Elberling et al. 1994) ou par modélisation numérique (voir Mbonimpa et al. 2011 pour les détails).

La méthode du gradient, quant à elle, utilise la première loi de Fick's pour évaluer le flux d'oxygène entre deux points. Un gradient d'oxygène est obtenu en mesurant la concentration

d'oxygène interstitielle à deux élévations différentes (Yanful, 1993; Elberling et Nicholson, 1996; Demers, 2008).

L'utilisation d'un matériau comprenant une faible quantité de sulfures résiduels pour construire la CRH, comme un résidu désulfuré, permet de réduire d'autant plus le flux d'oxygène (ex : Mbonimpa et al. 2003). Les méthodes de mesure du flux présentées précédemment incluent l'effet de la consommation d'une partie de l'oxygène par un tel matériau. Il peut s'agir d'un des avantages d'utiliser un matériau minier dans un recouvrement pour la restauration d'un site minier.

2.5 Valorisation des rejets miniers dans la restauration des sites miniers

La gestion des rejets miniers pendant et après l'exploitation d'une mine est un enjeu important de l'industrie minière. L'approche de valorisation des rejets miniers vise à renforcer leur utilisation dans les activités de la mine (Bussière et al. 2013), réduisant ainsi les volumes de résidus et stériles à entreposer et la quantité de matériaux naturels en provenance de l'extérieur de l'empreinte du site. Cette section s'intéresse aux approches de valorisation des rejets miniers à même le site, avec une emphase sur l'utilisation de matériaux miniers dans la construction de CEBC et les particularités des matériaux pré-oxydés. Finalement, les méthodes de valorisation des rejets miniers sur le site Westwood-Doyon, site qui a inspiré la présente étude, sont présentées.

2.5.1 Aperçu des concepts de valorisation des rejets miniers

La valorisation des rejets miniers sur le site peut être faite en deux temps, soit pendant la vie de la mine, avec des avantages immédiats pour la gestion des rejets, ou au moment de la fermeture.

Les stériles sont utilisés depuis plusieurs années pour la construction d'infrastructures sur les sites miniers, par exemple les digues et les routes (ex : Aubertin et al. 2002; Bussière et al. 2013). Cette méthode de valorisation des rejets permet, dès le début de l'exploitation, de limiter les quantités entreposées dans les haldes tout en profitant des caractéristiques du matériau. Les stériles ont une bonne résistance mécanique et une granulométrie grossière idéale pour fabriquer des routes. Ces qualités en fond également un bon matériau pour le remblayage des galeries souterraines. Les remblais (remblai hydraulique, remblai rocheux ou remblai en pâte) sont un mélange de rejets miniers (résidus ou stériles) et de liant qui peut être retourné sous terre pour remplir les zones exploitées (ex : Belem et Benzaazoua, 2008). Mélanger les stériles avec un liant confère une

excellente résistance mécanique au remblais (ex : Lun, 1986; Bussière et al. 2013). Le remblai est utilisé pendant la vie de la mine entre autres pour permettre l'excavation de zone rapprochées et réduire la quantité de rejets entreposés en surface. Une approche plus récente de valorisation des rejets miniers propose d'inclure les stériles (d'où le terme consacré pour décrire cette approche : inclusions de stériles) dans les parcs à résidus pour en améliorer la stabilité (ex : Aubertin et al. 2002; James, 2009; James et Aubertin, 2010). Les inclusions de stériles permettent de dissiper les pressions interstitielles, favorisent la consolidation des résidus et offrent un support structurel au parc à résidus. Cette méthode a été mise en application à la mine Canadian Malartic (James et al. 2017).

La valorisation de rejets miniers lors de la fermeture de la mine peut permettre de réduire les coûts de restauration et de limiter l'empreinte environnementale du site en limitant les volumes à restaurer et en évitant d'amener des matériaux de l'extérieur du site. En ce sens, le remblayage de l'ensemble des galeries souterraines à la fin des opérations demeure une bonne solution. La déposition de stériles dans les fosses des mines à ciel ouvert est aussi une façon de valoriser les stériles et résidus (ex : MEND, 1995). Tout en remplissant l'ouverture, cela permet de diminuer les aires d'entreposage et de prévenir le DMA, tant que le gradient hydraulique est favorable pour maintenir la fosse saturée (gradient vers l'intérieur de la fosse) (ex : Awoh et al. 2013). La loi sur les mines au Québec exige maintenant que le remblayage de la fosse d'une mine à ciel ouvert soit une des options étudiées pour la restauration. L'utilisation de résidus miniers dans un recouvrement a également été proposée (Aubertin et al. 1995), mais cette solution n'a été envisagée que pour les résidus non-générateurs d'acide. C'est pourquoi une approche de gestion intégrée propose de traiter les résidus de concentrateur par désulfuration environnementale afin de retirer suffisamment de minéraux sulfureux pour qu'ils soient non-générateurs d'acide (Bussière et al. 1995; Benzaazoua et al. 2008; Demers, 2008). La figure 2.6 illustre le concept. Les résidus ainsi désulfurés peuvent être utilisés dans la restauration du site alors que le concentré à haute teneur en sulfure peut être utilisé, par exemple dans des remblais en pâte, ou entreposé dans le parc à rejets. Ce procédé a l'avantage de réduire la quantité de rejets problématiques à gérer en plus de fournir un matériel de recouvrement. L'utilisation de résidus désulfurés a été étudiée pour des recouvrement monocouche à nappe phréatique surélevée (Demers, 2008; Demers et al. 2009; Pabst, 2011; Dobchuk et al. 2013) et pour les CEBC (Bussière et al. 2004).

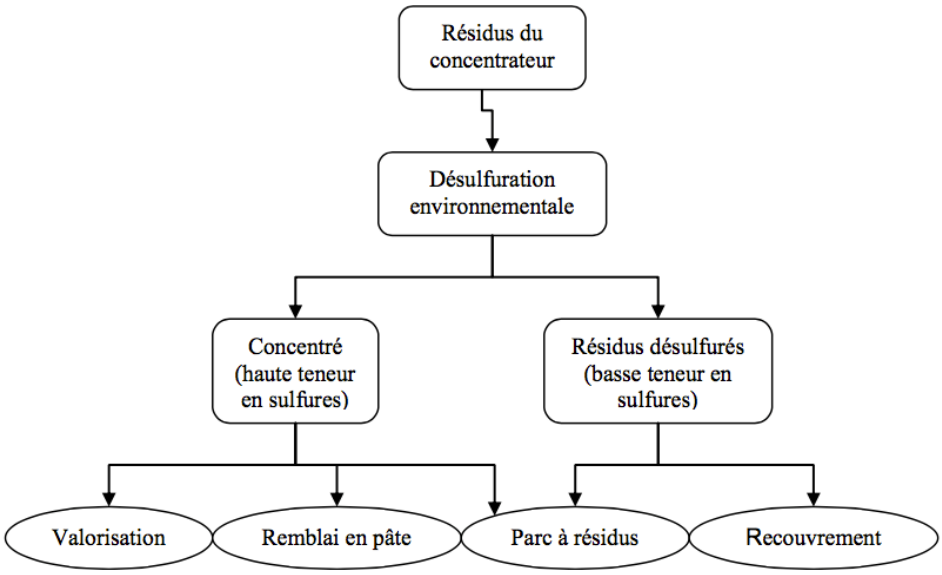

Figure 2.6 : Schéma de la gestion intégrée des résidus miniers (tiré de Demers, 2008)

La valorisation des rejets miniers comporte encore plusieurs défis à relever, que ce soit dans l'optimisation des méthodes existantes (ex : processus de désulfuration) ou le développement de nouvelle solutions. Dans le domaine de la restauration minière, des travaux de recherche sont menés depuis les années 1990 sur l'intégration de matériaux miniers dans les couvertures avec effets de barrière capillaire (Aubertin et al. 1995).

2.5.2 Valorisation des rejets miniers dans les CEBC

La technique de restauration de la CEBC vise à maintenir la CRH à un degré de saturation de plus de 85 % afin de limiter la migration de l'oxygène vers les couches de matériaux inférieures. Les effets de barrière capillaire surviennent entre la CRH, formée d'un matériau fin, et les couche de matériaux grossiers sus-jacente et sous-jacente, appelées respectivement couche de drainage et couche de bris capillaire; le fonctionnement des CEBC a été expliqué plus en détails à la section 1.2.

La valorisation de matériaux miniers dans les recouvrements de type CEBC permet de diminuer le principal désavantage de la méthode, c'est-à-dire que leur construction nécessite une grande quantité de matériaux (représentant des coûts importants).

2.5.2.1 Les rejets de concentrateur comme couche de rétention d'humidité

Aubertin et al. (1995) a montré que les résidus miniers ont des propriétés hydrogéotechniques comparables à un sol silteux, type de sol souvent recherché comme CRH dans les CEBC. Dans cette étude, une conductivité hydraulique saturée entre 10^{-4} et 10^{-6} cm/s a été mesurée pour des résidus en provenance de 5 sites miniers au Québec, ce qui est suffisamment faible pour obtenir le contraste nécessaire à la formation d'effets de barrière capillaire lorsque combiné avec un matériau plus grossier comme un sable (différence de trois ordres de grandeur; Aubertin et al. 1995). Des cellules expérimentales sur le terrain ainsi que des essais en colonnes réalisés au laboratoire et des modélisations numériques ont confirmé qu'il est possible d'utiliser des résidus non-générateurs d'acide comme CRH dans une CEBC (Aubertin et al. 1999; Bussière, 1999; Bussière et al. 2007; Molson et al. 2008). Dans les mêmes années, une CEBC comprenant des résidus neutres comme CRH a été implantée à grande échelle sur le site Les Terrains Aurifères (LTA), près de Malartic sur une superficie d'environ 60 ha. Les données recueillies depuis sa construction en 1996 confirment l'efficacité du recouvrement à limiter la génération de drainage minier acide (Ricard et al. 1999; Bussière et al. 2006). Les résidus constituent donc une alternative aux matériaux fins comme CRH dans les CEBC, tant qu'ils ne sont pas générateurs d'acidité ou de contaminant.

Dans une optique de gestion intégrée des résidus miniers, une portion des résidus générateurs d'acide produits par une mine peut être désulfurée afin d'être valorisée, entre autres, dans la restauration du site (ex : Bussière et al. 1995; Bussière et al. 1998). Bussière et al. (2004) a présenté des essais en colonnes réalisés au laboratoire pour tester l'efficacité d'une CEBC faite avec des résidus désulfurés comme CRH. L'analyse chimique du lixiviat a montré qu'un tel recouvrement permet de maintenir le pH aux environs de la neutralité et de réduire la contamination par les métaux. Bussière et al. (2004) a également évalué le flux d'oxygène traversant la couche de résidus désulfurés. Le flux d'oxygène a également été mesuré dans d'autres études présentant des résidus désulfurés dans des recouvrements monocouches avec nappe phréatique surélevée (Demers, 2008; Demers et al. 2009; Dobchuk et al. 2013; Ethier et al. 2018). Les travaux réalisés montrent que la faible teneur en pyrite résiduelle dans les résidus désulfurés contribue à réduire le flux d'oxygène traversant le recouvrement en consommant une partie de l'oxygène (voir aussi Mbonimpa et al. 2003).

2.5.2.2 Les stériles comme couche de drainage ou de bris capillaire

L'utilisation de stériles non-générateurs d'acide dans les CEBC a été suggérée comme amendement à la couche de protection (Aubertin et al. 1995) et, plus récemment, comme couche drainante ou de bris capillaire (Pabst, 2011; Bussière et al. 2013). Une étude menée par Kalonji-Kabambi (2014) a montré, par des essais en colonne au laboratoire, que des effets de barrière capillaire peuvent se développer entre une couche de résidus désulfurés et des stériles miniers d'une granulométrie tronquée à 0-20 ou 0-50 mm. Le potentiel des stériles comme matériau de construction d'une CEBC a été confirmé par une modélisation hydrogéochimique réalisée par Pabst et al. (2018). Précédemment, des stériles miniers ont été utilisés comme couche de bris capillaire du haut (couche drainante) dans un recouvrement de type store-and-release (Zhan et al. 2001).

Par contre, l'utilisation de stériles dans les CEBC soulève des préoccupations au niveau de la performance à long terme, entre autres en lien avec l'évolution des propriétés du matériau. L'étude des haldes à stériles a montré que les stériles sont sujets à des écoulements préférentiels, entre autres, car, lors de la mise en place, la ségrégation des grains forme des zones plus ou moins denses (Aubertin et al. 2002). La migration des particules fines suscite également des questionnements, d'abord parce qu'une accumulation de ces particules pourrait aussi nuire à l'écoulement, mais également car leur déplacement pourrait affecter les propriétés hydrogéologiques des matériaux. Lorsqu'un résidu minier est placé sur un stérile, le mouvement des particules fines est influencé par la taille des stériles et le pourcentage solide des résidus. Un stérile très grossier entraine une migration plus abondante et plus profonde des particules fines et le phénomène est amplifié par la diminution du pourcentage solide du résidu (Rey et al. 2014). Par contre, la migration des particules aurait peu d'impact sur la conductivité hydraulique des stériles (Peregoedova, 2012; Rey et al. 2014) qui est une caractéristique clé pour le développement des effets de barrière capillaire. L'intégration des stériles dans les CEBC pourrait donc être une option intéressante. Une étude en cours comprenant une cellule expérimentale terrain d'une CEBC constituée entièrement de matériaux miniers donnera un aperçu de la performance des stériles dans les recouvrements à plus grande échelle (Kalonji-Kabambi et al. 2018).

Il est à noter que, jusqu'à maintenant, les stériles étudiés sont non-générateurs de DMA. Or, la couche de bris capillaire se trouve sous la CRH qui bloque le flux d'oxygène. Il serait donc

envisageable, en théorie, d'y placer un matériel réactif. Les stériles générateurs d'acide sont un problème pour la gestion des haldes à stériles. Leur utilisation dans les CEBC serait un avantage important pour les mines. Le tableau 2.4 présente les principaux projets de recherches menés sur la valorisation des rejets miniers dans les CEBC.

Tableau 2.4 : Principaux projets de recherche sur des CEBC incluant des matériaux miniers

Projet	**Matériaux miniers**	**Détails**
Études sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers Phase I : Essais en laboratoire (Aubertin et al. 1995) Phase II : Essais en place (ex : Aubertin et al. 1999; Bussière et al. 2007; Molson et al. 2008)	Résidus non-réactifs (CRH)	- Essais en colonnes au laboratoire - Cellules expérimentales de terrain (site Manitou) - Suivi hydrogéologique des cellules terrain depuis 1995 - Modélisation hydrogéologique - Modélisation géochimique
Performance d'un recouvrement fait de résidus miniers pour la restauration du site Les Terrains Aurifères (LTA) à Malartic, Québec (ex : Ricard et al. 1999; Bussière et al. 2006; Maqsoud et al. 2009)	Résidus non-réactifs (CRH)	- Suivi des étapes de construction d'une CEBC sur le site LTA en 1996 - Suivi hydrogéologique depuis 1996
Étude au laboratoire de recouvrements fait de résidus désulfurés (Bussière et al. 2004)	Résidus désulfurés (CRH)	- Essais en colonnes au laboratoire - Suivi géochimique - Modélisation géochimique
Comportement hydrogéologique d'une CEBC fabriquée avec des matériaux miniers (Kalonji-Kabambi, 2014; Kalonji-Kabambi et al. 2017)	Résidus désulfurés (CRH) Stériles non-générateurs (couche de drainage et de bris capillaire)	- Essais en colonnes au laboratoire - Suivi hydrogéologique - Modélisation hydrogéologique

Évaluation numérique de différents recouvrements, incluant une CEBC avec des stériles et des résidus non-générateurs (Pabst et al. 2018)	Résidus non-générateurs (CRH) Stériles non-générateurs (couche de drainage et de bris capillaire)	- Modélisation hydrogéochimique
Performance de recouvrements faits entièrement de matériaux miniers (Kalonji-Kabambi et al. 2018)	Résidus non-générateurs comme CRH Stériles non-générateurs comme couche de drainage et de bris capillaire	- Cellule expérimentale de terrain (mine LaRonde) - Suivi hydrogéochimique depuis 2016

2.5.3 Particularités des matériaux pré-oxydés

Dans le cadre de cette étude, il est proposé d'utiliser un matériau pré-oxydé pour la construction d'une CEBC. Ce type de matériau présente des défis liés à une géochimie plus complexe. Le comportement des matériaux pré-oxydés est mieux connu dans le domaine de la restauration des sites miniers abandonnés (ex : Bussière et al. 2005; Moncur et al. 2014; Éthier, 2018). Les deux principales différences à considérer sont la contamination des eaux interstitielles et la présence de bactéries acidophiles (Bussière et al. 2005).

Les eaux interstitielles d'un matériau pré-oxydé ont généralement un pH faible, ainsi qu'un profil de contamination similaire au DMA, c'est-à-dire de fortes concentrations en métaux et des produits de l'oxydation des sulfures (sulfates et hydroxydes). Il est également fort probable que ces matériaux contiennent des bactéries acidophiles ferrooxidantes qui peuvent catalyser la réaction d'oxydation indirecte des sulfures (Blowes et al. 2003; Lindsay et al. 2015).

En conditions acides, le processus d'oxydation indirecte des sulfures par le Fe^{3+} domine (Singer et Stumm, 1970), mais est contrôlé par l'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} qui nécessite de l'oxygène et/ou des bactéries ferrooxidantes (ex : Dold, 2010). La mise en place d'un recouvrement vise à ralentir la migration de l'oxygène vers les matériaux réactifs, créant en même temps un milieu anoxique plus hostile à la survie des bactéries ferrooxidantes (ex : Guay et al. 1999). Le manque d'oxygène devrait donc permettre de limiter l'oxydation des sulfures. Par contre, à pH faible l'hydrolyse des hydroxydes de fer est également favorisée et libère des ions Fe^{3+}, alors disponibles pour la réaction d'oxydation (Blowes et al. 2003; Nordstrom et al. 2015; Elghali, 2018). Ainsi, malgré l'ajout d'un recouvrement, la génération de DMA pourrait continuer pour une période de temps indéterminée (Bussière et al. 2005).

En général, la restauration d'un site où les matériaux sont pré-oxydés devrait permettre de limiter la génération de nouveaux contaminants à long terme. Par contre, le site pourrait tout de même générer du DMA pendant une période de temps indéterminée en raison du temps nécessaire pour sortir l'eau contaminée (Bussière et al. 2005). Ainsi, il est recommandé de mettre en place un système de traitement passif de l'eau de drainage (ex : Cravotta III, 2003; Potvin, 2009) qui pourra être retiré lorsque l'eau provenant du site ne sera plus contaminée.

2.5.4 Cas du site Westwood-Doyon

L'approche de gestion intégrée des résidus miniers a été adoptée par le site Westwood-Doyon (figure 2.7). Rappelons que la mine souterraine Westwood est située près de l'ancienne mine Doyon dont elle utilise l'usine pour le traitement de son minerai. La proximité des deux sites présente un avantage pour valoriser les matériaux de Westwood dans la restauration du site Doyon.

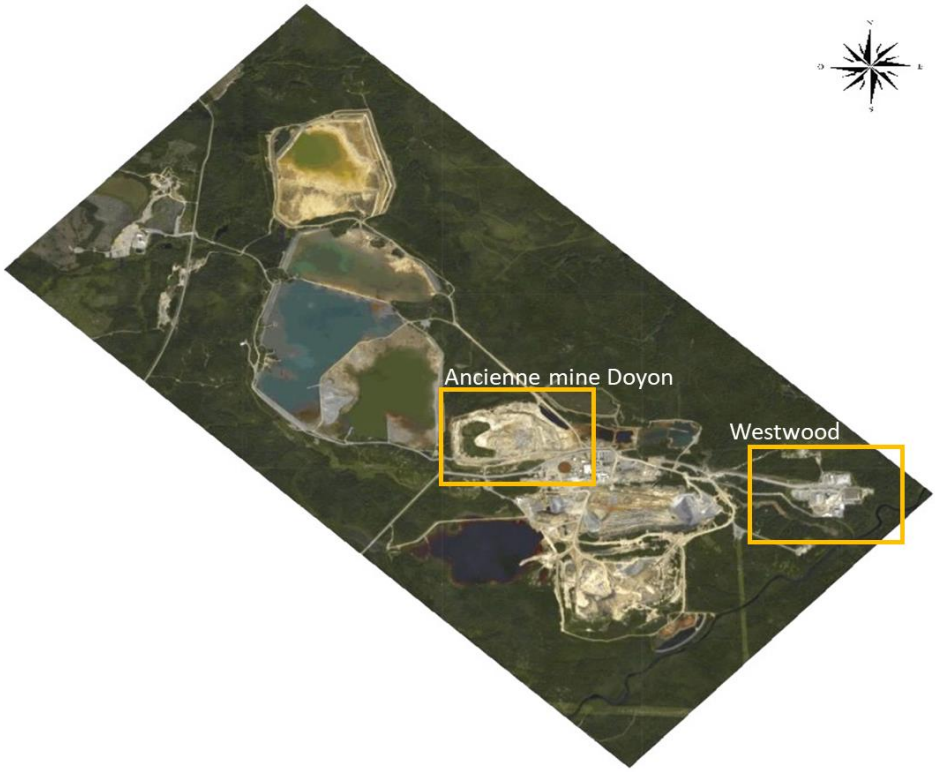

Figure 2.7 : Vue aérienne du site minier Westwood-Doyon (modifié de Rey et al. 2016)

En 2008, une étude a montré que la désulfuration des résidus miniers produits par la mine permettrait d'obtenir un matériau non-générateur d'acide (Benzaazoua et al. 2008). Il est prévu que ce matériau soit utilisé dans les remblais en pâte cimenté (Benzaazoua et al. 2008) et comme recouvrement monocouche à nappe phréatique surélevée pour la restauration des parcs à résidus de Doyon (Demers 2008; Demers et al. 2008, 2009, 2010; Rey et al. 2016). Une étude plus récente explore aussi la possibilité de contrôler la génération d'acidité avec une couche de stériles ou résidus mélangés avec les boues de traitement (Demers et al. 2015a). Des cellules terrain ont été mises en place pour évaluer un scénario de recouvrement pour des stériles réactifs et pour des résidus réactifs, tous deux comprenant une couche de protection comme l'évaporation (Demers et

al. 2015b). De plus, les stériles de la mine Westwood sont déjà déposés depuis quelques années dans l'ancienne fosse Doyon (Blier et al. 2012). La fosse devrait permettre d'entreposer l'ensemble des stériles produits par la mine souterraine, ainsi qu'une partie des rejets de concentrateur.

Pour la restauration d'un parc à résidus, la mine souhaite utiliser des matériaux miniers disponibles sur le site. Une option serait d'utiliser les stériles de la halde Nord de la mine Doyon (générateurs de DMA) comme couche de bris capillaire du bas dans une CEBC. Le présent travail de recherche étudie cet aspect.

CHAPITRE 3 MATÉRIAUX ET MÉTHODES

3.1 Méthodologie

L'évaluation en laboratoire de la performance d'un recouvrement nécessite d'abord et avant tout une bonne connaissance des matériaux utilisés. La présente étude cherche à tirer profit des matériaux miniers disponibles sur le site en les intégrant dans le mode de restauration. Ainsi, deux stériles et deux résidus miniers de la mine Westwood-Doyon ont été échantillonnés et caractérisés au laboratoire. Ces deux types de rejets présentent des caractéristiques très différentes, particulièrement au niveau hydrogéologique. Des essais en colonnes ont été mis en place pour reproduire au laboratoire les scénarios de restauration étudiés. Leur performance est examinée par l'analyse chimique du lixiviat et le calcul des flux d'oxygène. Ce chapitre présente les matériaux étudiés, les méthodes employées pour la caractérisation suivie des principaux résultats obtenus. La dernière sous-section décrit la configuration, le montage, l'instrumentation, le suivi et le démantèlement des essais en colonnes réalisés pour atteindre les objectifs du projet.

3.2 Matériaux étudiés

Les quatre matériaux utilisés dans cette étude ont été échantillonnés au cours de l'automne 2015 sur le site minier Westwood-Doyon de IAMGOLD situé à environ 40 km à l'est de Rouyn-Noranda. Le stérile Doyon (SD) pré-oxydé et le stérile Westwood (SW) ont été récupérés respectivement sur la halde Nord et aux abords de l'ancienne fosse Doyon où la mine Westwood entrepose présentement ses stériles. Une grille a permis de tamiser les stériles à 50 mm directement sur le terrain. Le résidu Doyon (RD) a pour sa part été échantillonné dans le bassin 3 à une profondeur d'environ 30 cm, dépassant la première couche déjà oxydée, et le résidu Westwood (RW) a été prélevé directement à l'usine dans des barils, puis livré au laboratoire. Un sable commercial tout usage (S) a également été utilisé.

Le résidu Westwood a été désulfuré par flottation dans l'unité mobile de traitement du minerai de l'URSTM afin d'être utilisé comme CRH dans les recouvrements testés. Le pourcentage solide de la pulpe était de 35 % et le débit d'alimentation de 5 L/min. Le résidu prenait environ 30 minutes à compléter le circuit de flottation : 2 × 10 minutes de conditionnement pour l'agent de flottation et l'activant, puis 2 × 5 minutes pour l'ébauchage et l'épuisement. Le procédé comprenait du

potassium amyl xanthate (KAX) comme agent de flottation (ébauchage 180 g/t; épuisement 90 g/t) ainsi que du sulfate de cuivre pour l'activation (ébauchage 300 g/t; épuisement 150 g/t). Une concentration de 50 g/t de méthylisobutylcarbinol (MIBC) a également été utilisée pour l'ébauchage. Le matériel a dû être circulé deux fois dans le circuit de flottation pour atteindre le pourcentage de soufre désiré (aucune modification du dosage). Au total, 350 kg de résidus désulfurés ont été obtenus contenant moins de 0,3 % de soufre, alors que le pourcentage initial s'élevait à 6,8 %.

Tous les matériaux ont ensuite été homogénéisés manuellement par quartage au sol au laboratoire et placés dans des chaudières. Les résidus miniers ont préalablement été décantés pour que l'excédent d'eau puisse être retiré, permettant ainsi de les manipuler avec une pelle (sous forme solide plutôt que liquide). Des échantillons représentatifs ont été prélevés par quartage pour la caractérisation physique, hydrogéologique, chimique et minéralogique.

3.3 Méthodes et résultats de caractérisation des propriétés de base des matériaux

3.3.1 Granulométrie

3.3.1.1 Méthode d'analyse granulométrique

L'analyse granulométrique a été réalisée en accord avec la norme ASTM D422. Pour les stériles, l'opération s'est faite en deux temps. D'abord les échantillons ont été tamisés dans une série de 20 tamis de maillage variant entre 37,5 mm et 850 μm. Ensuite, la partie fine, composée de grains de taille inférieure à 850 μm, a été analysée au moyen d'un granulomètre laser Malvern Mastersizer (Merkus, 2009) avec une précision de 2% sur le diamètre des particules. L'appareil peut détecter les grains dont la taille se situe entre 0,05 μm et 880 μm. Les résidus ont été analysés directement avec le granulomètre laser sans tamisage préalable.

Les analyses granulométriques ont permis de tracer les courbes granulométriques cumulatives des matériaux desquelles certains paramètres ont pu être déduis et calculés, dont :

- D_{10}, D_{30}, D_{50}, D_{60} et D_{90} : diamètre des grains correspondant respectivement à 10 %, 30 %, 50 %, 60 % et 90 % passant sur la courbe granulométrique;

- C_U : coefficient d'uniformité calculé selon $Cu = D_{60}/D_{10}$;
- C_C : coefficient de courbure calculé selon $Cc = \frac{(D_{30})^2}{D_{10} \cdot D_{60}}$.

Pour les stériles, une courbe granulométrique moyenne a été tracée à partir des analyses sur deux échantillons.

3.3.1.2 Résultats de l'analyse granulométrique

Les courbes granulométriques des résidus et des stériles sont présentées aux figures 3.1 et 3.2. Visuellement, on observe que les résidus Doyon et Westwood désulfurés ont une granulométrie étalée assez similaire. Pour les stériles, la courbure plus prononcée du stérile Westwood indique la présence d'un nombre plus élevé de particules grossières, bien que la quantité de particules fines (moins de 80 µm) soit assez semblable pour les deux matériaux.

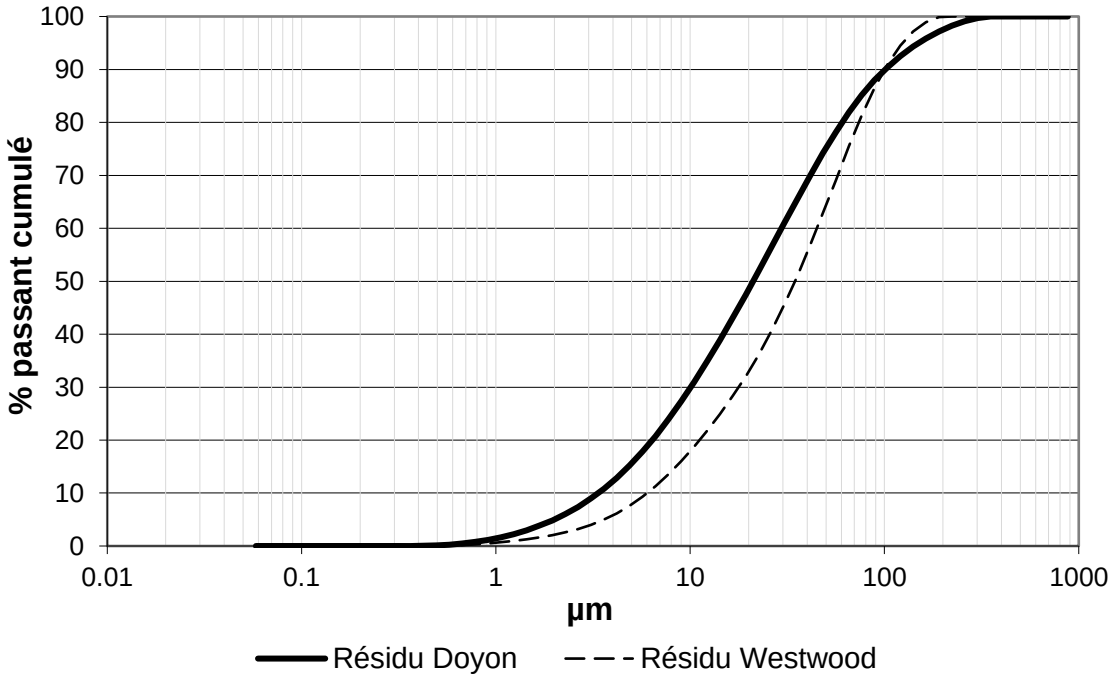

Figure 3.1 : Courbes granulométriques des résidus

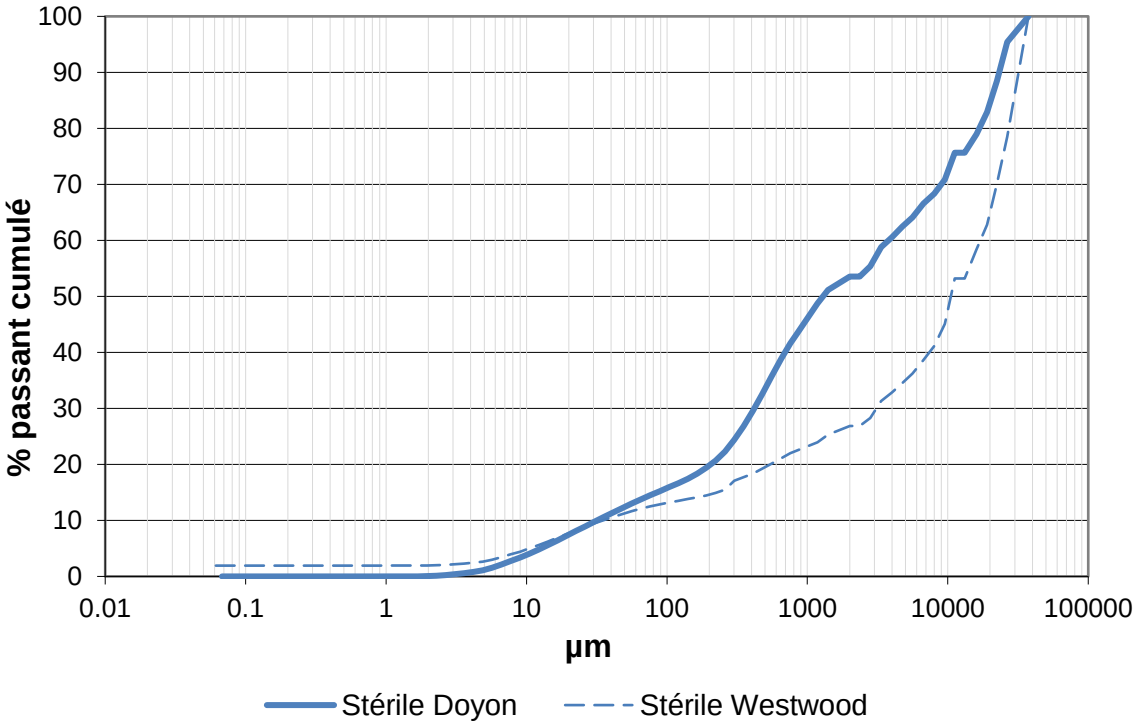

Figure 3. 2 : Courbes granulométriques des stériles

Les paramètres obtenus à partir des courbes granulométriques sont présentés dans le tableau 3.1. Selon la classification des sols USCS (Holtz et Kovacs, 1991; ASTM, 2017) les résidus sont des silts peu plastiques (ML). Ces derniers ont des valeurs de D_{10}, D_{60} et C_U comparables à celles de matériaux similaires utilisés dans d'autres études (ex: Bussière et al. 2004; Kalonji-Kabambi, 2014; Rey et al. 2014).

Les deux stériles présentent des valeurs de C_U élevées, soit 124,5 pour le stérile Doyon et 478,1 pour le stérile Westwood. Dans le cas du stérile Doyon, cette donnée combinée à un Cc entre 1 et 3 indique une granulométrie étalée. Selon la classification USCS, il est d'ailleurs considéré comme un sable bien étalé (SW). Pour le stérile Westwood, la valeur très élevée de C_U désigne plutôt une grande différence de taille entre D_{60} et D_{10}, sans pour autant que la granulométrie soit étalée. Le USCS le classifie comme un gravier silteux (GM), c'est-à-dire un gravier contenant beaucoup de particules fines. Selon la littérature, il n'est pas anormal de trouver des valeurs de C_U élevées pour

les stériles (ex: Azam et al. 2009; Aubertin et al. 2002; McKeown et al. 2000). Le sable (S) tout usage est classifié comme un sable mal étalé (SP).

Tableau 3.1 : Paramètres granulométriques des matériaux étudiés

Paramètre	Unité	Valeur				
		SD	**SW**	**RD**	**RW**	**S**
D_{10}	mm	0,03	0,04	0,003	0,006	0,11
D_{30}	mm	0,4	3,0	0,010	0,018	0,20
D_{50}	mm	1,3	10,5	0,021	0,035	0,28
D_{60}	mm	3,8	17,0	0,030	0,045	0,34
C_U	-	124,5	478,1	8,8	7,5	3,1
C_C	-	1,4	14,9	1,0	1,2	1,1

3.3.2 Densité relative des grains (D_r)

3.3.2.1 Méthode d'analyse de D_r

La densité relative des grains solides (D_r) a été obtenue en utilisant un pycnomètre à hélium Micromeritics AccuPyc 1330 (Micromeritics Instrument Corporation, 2001), selon la norme ASTM D854. L'appareil mesure de façon précise (± 0,03 %) le volume de l'échantillon par déplacement de gaz. Les résidus ont été analysés tels quels, mais les stériles ont été broyés jusqu'à une dimension inférieure à 19 mm, afin de pouvoir entrer dans le réceptacle.

3.3.2.2 Résultats de densité relatives

Les densités relatives des grains solides obtenues sont présentées au tableau 3.2. Les valeurs sont en accord avec la littérature pour des matériaux semblables, autant pour les résidus (Aubertin et al. 1995; Ouangrawa et al. 2010; Bussière et al. 2004 ; Pabst et al. 2014) que les stériles (Azam et al. 2009; Kalonji-Kabambi et al. 2017).

Tableau 3.2 : Densité relatives des grains solides des matériaux étudiés

Matériaux	**Densité relative (D_r)**
Résidu Doyon (RD)	2,87
Résidu Westwood désulfuré (RW)	2,80
Stérile Doyon (SD)	2,85
Stérile Westwood (SW)	2,90
Sable (S)	2,74

3.3.3 Conductivité hydraulique saturée (k_{sat})

3.3.3.1 Méthode de mesure de k_{sat}

L'essai de perméabilité permet de déterminer expérimentalement la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) d'un matériau. Dans cette étude, les essais ont été réalisés en perméamètre à parois rigides selon la norme ASTM D5856. La méthode employée varie légèrement selon la valeur de conductivité hydraulique saturée anticipée et la granulométrie du matériau analysé. On suggère dans les normes ASTM que l'essai soit réalisé à charge constante pour un matériau dont la conductivité hydraulique saturée est supérieure à 10^{-3} cm/s et à charge variable si la k_{sat} prédite est inférieure à cette même valeur. De plus, le diamètre du perméamètre utilisé doit être minimalement 6 fois plus grand que le diamètre du plus gros grain du matériau analysé (ASTM D5856). Ainsi, des méthodes et des appareils différents ont été utilisés pour l'analyse des résidus et des stériles.

Tous les essais en perméamètre à parois rigides ont été montés de la même façon, peu importe les dimensions du perméamètre. Une couche de graisse a été appliquée sur les parois du perméamètre pour limiter l'écoulement préférentiel. Un disque de plastique perforé et un géotextile ont été placés au fond de l'appareil, puis le matériel a été déposé en couches successives compactées pour obtenir la porosité désirée. Un autre disque de plastique et géotextile ont été placés au-dessus du matériau. Ces derniers permettent à l'eau de passer tout en retenant les particules du sol.

Finalement, des ressorts ou un poids ont été installés pour maintenir le matériau en place. Avant de procéder à l'essai, le sol est saturé progressivement de bas en haut afin d'expulser le plus d'air possible. Les perméamètres utilisés dans le cadre de ce travail sont montrés à la figure 3.3. Plus de détails sur le montage des essais de perméabilité peuvent être trouvés dans Chapuis et al. (1989) et Peregoedova (2012).

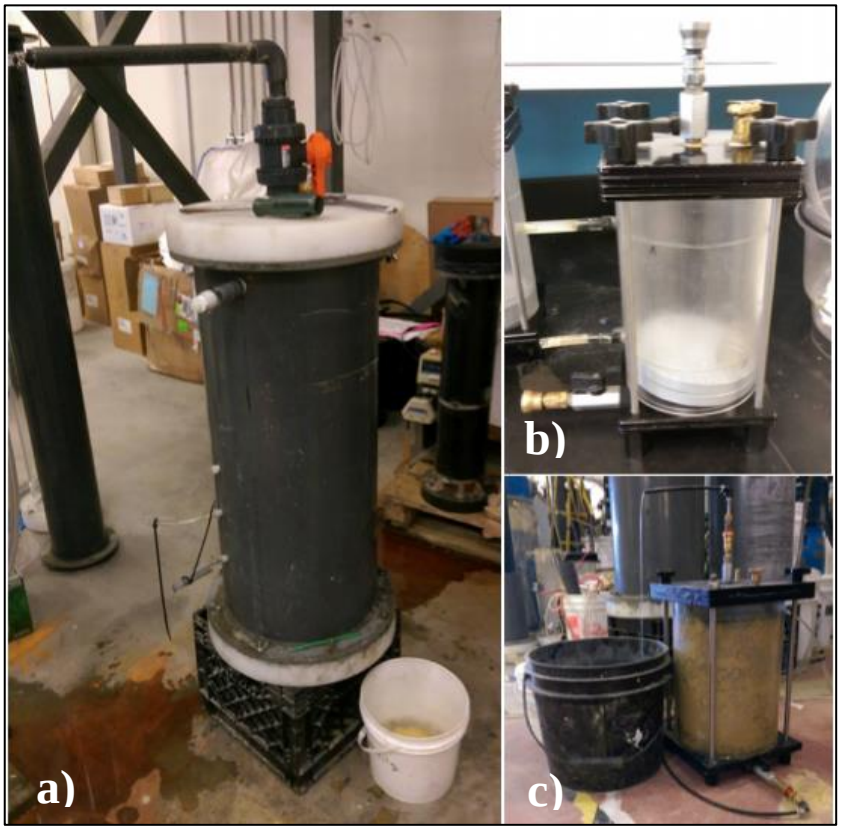

Figure 3.3 : Perméamètres utilisés dans le cadre de l'étude; a) diamètre de 30 cm b) diamètre de 11,4 cm c) diamètre de 23 cm

La conductivité hydraulique saturée des résidus a été obtenue par un essai à charge variable dans un perméamètre de 11,4 cm de diamètre. Une charge hydraulique provenant d'un tube d'entrée gradué de diamètre connu est appliquée au bas du perméamètre. Au fur et à mesure que l'eau s'écoule au travers du matériau, la hauteur d'eau est notée pour un temps donné. L'équation suivante est alors utilisée pour calculer k_{sat} (ASTM D5856; Hillel, 2004) :

$$k_{sat} = \frac{L}{(t_2 - t_1)} \frac{a}{A} \ln\left(\frac{h_1}{h_2}\right) \qquad (3.1)$$

k_{sat} : conductivité hydraulique saturée (cm/s)

A : aire du perméamètre (cm^2)

a : aire du tube d'entrée (cm^2)

L : hauteur de matériau dans le perméamètre (cm)

h_1 et h_2 : hauteur (cm)

t_1 et t_2 : temps (s)

Pour les stériles, un essai à charge constante a été réalisé dans une colonne en PEHD de 30 cm de diamètre adaptée pour être utilisée comme un perméamètre (Peregoedova, 2012; Kalonji-Kabambi, 2014). Une charge constante est appliquée résultant en un écoulement à débit constant dans le perméamètre. Ce débit est déterminé en mesurant la quantité d'eau récupérée à la sortie du système pour un temps donné. L'équation suivante est utilisée pour calculer k_{sat} obtenu à charge constante (Hillel, 2004; Peregoedova, 2012) :

$$k_{sat} = \frac{V_{eau}}{t}\frac{L}{AH} \qquad (3.2)$$

V_{eau} : volume d'eau (cm/s)

t : temps (s)

L : hauteur de matériau dans le perméamètre (cm)

A : aire du perméamètre (cm^2)

H : hauteur de la charge entre deux points (cm)

La différence de charge entre deux points est mesurée à l'aide de piézomètres. L'essai à charge constante a également été réalisé dans un perméamètre de 23 cm de diamètre en tamisant les stériles à 0-20 mm, à titre de comparaison (Kalonji-Kabambi, 2014). Les valeurs obtenues ont été comparées aux conductivités hydrauliques saturées prédite avec le modèle KCM pour les résidus et les modèles KCM et Shepherd (1989) pour les stériles (ex : Peregoedova, 2012; voir section 2.2.2.1).

3.3.3.2 Résultats de conductivité hydraulique saturée

Les données de conductivité hydraulique saturée prédites et mesurées pour les résidus et les stériles sont présentées respectivement dans les tableaux 3.3 et 3.4. Les valeurs mesurées sont de 5,3 x 10^{-5} cm/s pour le résidu Doyon et 1,5 x 10^{-5} cm/s pour le résidu Westwood. Ces résultats sont similaires aux prédictions du modèle KCM et concordent avec la littérature pour des matériaux semblables (ex: Sjoberg et al. 2001; Bussière et al. 2004).

Tableau 3.3 : Conductivité hydraulique saturée prédite et mesurée des résidus

Paramètre		**RD**	**RW**
k_{sat} prédite (cm/s)	Modèle KCM	6,3 x 10^{-5}	8,6 x 10^{-5}
k_{sat} mesurée (cm/s)	Perméamètre 11,4 cm de diamètre	5,3 x 10^{-5}	1,5 x 10^{-5}
Porosité		0,47	0,43

Le stérile Doyon a une conductivité hydraulique saturée mesurée de 7,9 x 10^{-3} cm/s. Les deux modèles de prédiction présentent des résultats semblables ainsi que l'essai dans le perméamètre de 23 cm de diamètre. Dans le cas du stérile Westwood, le modèle de Shepherd (1989) offre une bien meilleure prédiction que le modèle KCM. Ce dernier prédit un résultat de l'ordre de 10^{-3} cm/s alors que la valeur mesurée est de 4,2 x 10^{-2} cm/s. À noter que la littérature présente des données de k_{sat} comparables pour les stériles miniers (ex: Sracek et al. 2004; Azam et al. 2009; Peregoedova, 2012).

Tableau 3.4 : Conductivités hydrauliques saturées prédites et mesurées des stériles

Paramètre		**SD**	**SW**
k_{sat} prédite (cm/s)	Modèle KCM	$2{,}0 \times 10^{-3}$	$7{,}9 \times 10^{-3}$
	Shepherd (1989)	$1{,}7 \times 10^{-3}$	$3{,}8 \times 10^{-2}$
k_{sat} mesurée (cm/s)	Colonne	$7{,}9 \times 10^{-3}$	$4{,}2 \times 10^{-2}$
	Perméamètre de 23 cm de diamètre	$2{,}8 \times 10^{-2}$	$1{,}4 \times 10^{-2}$
Porosité		0,33 - 0,37	0,40 - 0,42

Pour le sable, une conductivité hydraulique de 6×10^{-3} cm/s a été estimée avec le modèle KCM modifié (Mbonimpa et al. 2002).

3.3.4 Courbe de rétention d'eau (CRE)

3.3.4.1 Méthode de mesure de la CRE

Les courbes de rétention d'eau des résidus ont été obtenues en accord avec la norme ASTM D6836. Au cours de l'essai en cellule de Tempe, un échantillon est soumis à des pressions positives qui sont augmentées graduellement. Pour chaque pression, la masse de la cellule est prise en note (ce qui permet de quantifier la perte d'eau à chaque pallier de pression), ce qui permet de tracer une courbe de la teneur en eau en fonction de la succion (pression).

Un échantillon de masse sèche connue du résidu est mis en place dans la cellule de Tempe, puis le matériau est saturé. La cellule est pesée avant de débuter l'essai. La cellule de Tempe est composée d'un cylindre métallique placé entre une base et un couvercle. Un trou pratiqué dans le couvercle permet de relier la cellule à une bombonne d'azote et un manomètre. Ce dernier permet de contrôler la pression appliquée dans la cellule. La base de la cellule comprend également une ouverture qui permet à l'eau de s'échapper entre chaque pallier de pression. Une plaque de céramique saturée ayant un AEV élevé est placée dans la base, ce qui permet de contrôler la pression dans la cellule et permet à l'eau de s'évacuer sans que l'air n'entre dans la céramique. La

figure 3.4 montre le matériel qui a été utilisé. Des détails sur le protocole peuvent être trouvés dans le manuel d'opération Soilmoisture Equipment Corp. (1995) et dans Pabst (2011).

Figure 3.4 : Cellules de Tempe utilisées et aperçu du montage

Pour les stériles, la CRE a été tracée au moyen de données récupérées durant le démantèlement d'essais en colonnes (Hernandez, 2007; Peregoedova, 2012). La colonne est saturée par le bas, comme pour l'essai de perméabilité. Ensuite le couvercle est retiré pour que le système soit ouvert à la pression atmosphérique et la colonne est drainée par une ouverture de hauteur connue. Le démantèlement se fait par couches d'environ 5 cm qui sont séchées à l'étuve pour en déterminer la teneur en eau massique; les teneurs en eau massiques sont converties en teneur en eau volumique à l'aide des relations poids-volume. Ainsi, l'élévation et la teneur en eau volumique de chaque couche de matériau sont connues, ce qui permet de tracer la CRE. Lors de ces calculs, on fait l'hypothèse que l'équilibre hydrostatique est atteint, ainsi l'élévation correspond à la succion (élévation = succion).

Les données expérimentales ont été lissées avec le modèle de van Genuchten (1980), à l'aide du logiciel RETC (van Genuchten et al. 1991), puis comparées aux modèles prédictifs MK et MKs (voir section 2.2.1.2).

3.3.4.2 Résultats de l'essai en cellule de Tempe et du démantèlement par couche

Les figures 3.5 à 3.8 présentent les courbes de rétention d'eau prédites, les points expérimentaux et la courbe tracée avec le modèle de van Genuchten (1980) pour les matériaux étudiés. Le modèle MK semble sous-estimer la courbe de rétention d'eau des résidus miniers. Les valeurs d'entrée d'air (AEV) observées sont rapprochées, mais la portion drainage de la courbe est décalée des résultats expérimentaux. Pour les stériles, le modèle MKs représente bien la CRE obtenue expérimentalement, bien qu'il surestime légèrement l'AEV.

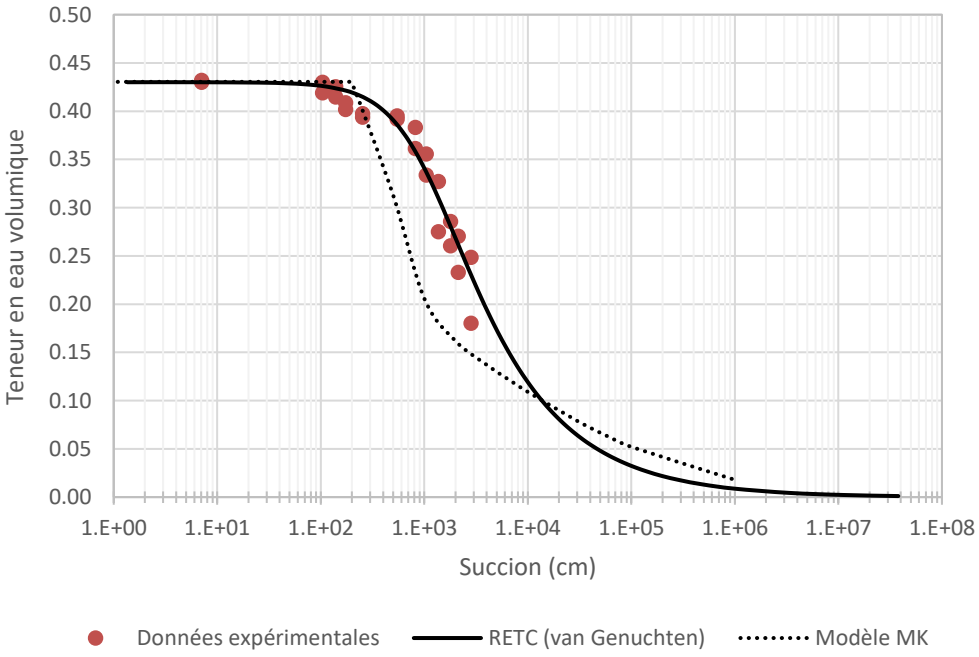

Figure 3.5 : Courbe de rétention d'eau du résidu Doyon

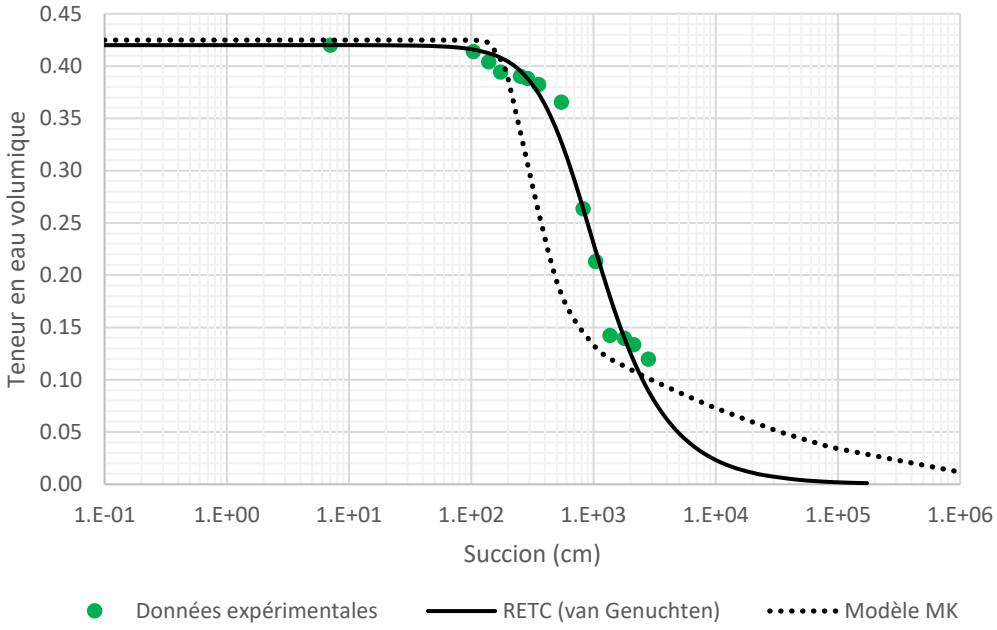

Figure 3.6 : Courbe de rétention d'eau du résidu Westwood

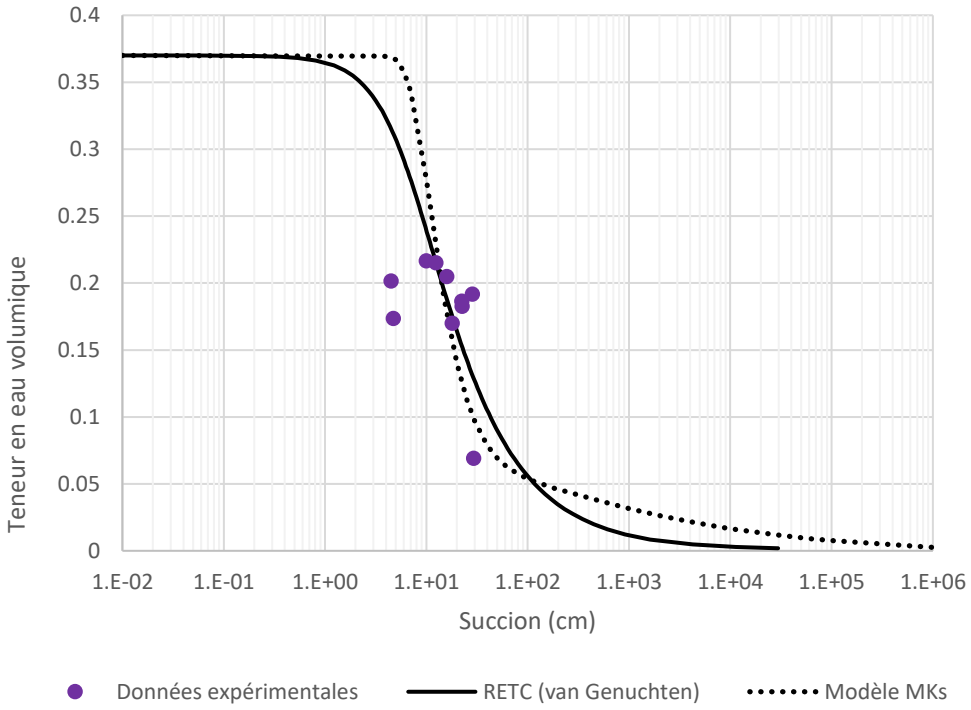

Figure 3.7 : Courbe de rétention d'eau des stériles Doyon

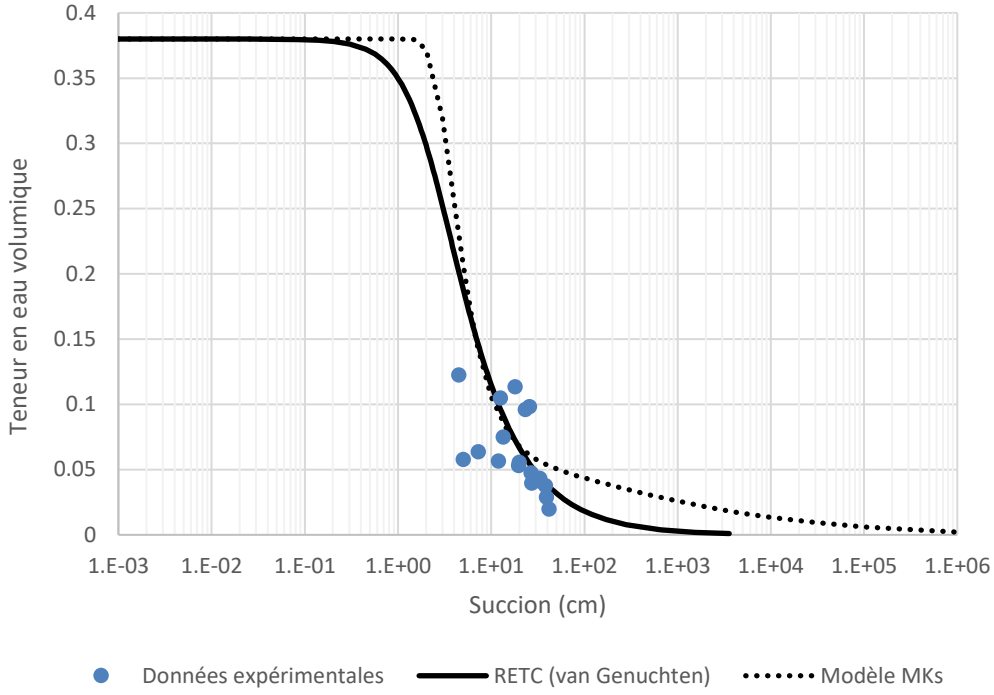

Figure 3.8 : Courbe de rétention d'eau des stériles Westwood

Les paramètres de la courbe de rétention d'eau ont été estimés à l'aide de la méthode des tangentes (Fredlund et al. 2012) et sont présentés au tableau 3.5. Les résidus ont des pressions d'entrée d'air et des succion résiduelles élevées qui attestent de leur bonne capacité de rétention d'eau. Plusieurs autres études présentent des AEV entre 30 et 45 kPa pour les résidus miniers (ex: Bussière et al. 2004; 2007; Ouangrawa et al. 2010; Pabst et al. 2014) À l'opposé, les valeurs d'AEV sont beaucoup plus faibles pour les stériles, de l'ordre de 1 à 3 cm, tel qu'anticipé pour ce type de matériau (Aubertin et al. 2005; Peregoedova, 2012).

La courbe de rétention d'eau du sable a été estimée à partir du modèle de MK (Aubertin et al. 2003).

Tableau 3.5 : Paramètres de la CRE des résidus et stériles étudiés

Paramètre	Unité	Matériau				
		RD	RW	SD	SW	S
ψ_a	cm d'eau	410	350	3	1	2
ψ_r	cm d'eau	11100	4000	73	14	7
θ_r	-	0,01	0,01	0,02	0,01	0,03
n	-	0,43	0,42	0,37	0,38	0,37

3.3.5 Digestion et ICP-AES

3.3.5.1 Méthode d'analyse par ICP-AES

L'analyse par ICP-AES (Inductively coupled plasma atomic emission spectrometry) permet d'identifier et de quantifier les éléments contenus dans un échantillon liquide. Une digestion est préalablement nécessaire pour les échantillons solides. Les éléments contenus dans la solution sont ionisés par la source de plasma d'argon. En revenant à leur état énergétique normal, les éléments excités émettent des radiations caractéristiques qui sont captées par un détecteur. L'intensité de ces radiations est directement liée à la quantité de l'élément dans l'échantillon. Un logiciel enregistre l'information et calcule le pourcentage massique de chaque élément, en tenant compte de la masse initiale de l'échantillon, du volume final de la solution et de la concentration mesurée (Skoog et Leary, 1992). Dans le cadre de cette étude, l'appareil qui a été utilisé est un Perkin Elmer Optima 3000 DV et l'erreur relative de la méthode est d'environ 5% (Villeneuve, 2004). Il est important de considérer les limites de détection des différents éléments lors de l'analyse des résultats.

3.3.5.2 Résultats de l'analyse ICP-AES

Une partie des résultats de l'ICP-AES sont présentés au tableau 3.6. Selon les résultats obtenus, les matériaux comprennent tous de l'aluminium, du fer, du magnésium, du manganèse et du soufre.

Du cuivre se retrouve également dans le stérile Doyon qui contient, de façon générale, plus de métaux que les autres sols. Les stériles et résidus présentent également de 1,7 à 3,9 % de calcium et des concentrations en titane allant de 0,1 à 0,4 %. Les résultats complets de l'analyse sont disponibles à l'annexe A.

Tableau 3.6 : Résultats de l'analyse ICP-AES en mg/kg (DL = limite de détection)

Éléments	**Matériaux**			
	SD	RD	SW	RW
Al	65350	66100	72100	73580
Ca	39330	24110	38440	17330
Cu	14190	108	<DL	<DL
Fe	98110	57640	62310	19740
Mg	55950	9899	17480	8605
Mn	1565	586	1011	655
S	22300	31660	16260	2404
Ti	2373	2251	4017	1862
Zn	679	110	<DL	162

3.3.6 Soufre-carbone

3.3.6.1 Méthode d'analyse soufre-carbone

La quantité de soufre et de carbone présente dans les différents échantillons a été déterminée par une analyse au four à induction Eltra CS-2000 (Eltra Elemental Analyzers). L'appareil brûle un échantillon préalablement pulvérisé et capte le carbone et le soufre qui s'échappent sous forme gazeuse. La limite de détection de la méthode est de 0,05 % pour le carbone et 0,009 % pour le soufre. Les valeurs obtenues permettent de calculer le potentiel de génération d'acidité (PA) et le

potentiel du neutralisation (PN) des matériaux à l'aide des équations suivantes (Miller et al. 1991) :

$$PA = \%S \cdot 31{,}25 \quad (3.3)$$

$$PN = \%C \cdot 83{,}3 \quad (3.4)$$

3.3.6.2 Résultats de d'analyse soufre-carbone

Le tableau 3.7 présente les résultats de l'analyse soufre-carbone. Il est à noter que les pourcentages de soufre total sont similaires à ceux obtenus par ICP-AES. De plus, les quatre matériaux contiennent de faibles concentrations en carbone allant de 0,15 à 0,43 %.

Tableau 3.7 : Résultats de l'analyse soufre-carbone

Matériaux	**C_{total} (% p/p)**	**S_{total} (% p/p)**
SD	0,15	1,99
SW	0,21	1,71
RD	0,43	3,16
RW	0,26	0,12

Le potentiel de génération d'acidité et le potentiel de neutralisation ont été calculés et les données obtenues sont présentées au tableau 3.8. Les données sont interprétées selon le critère du bilan acide-base (Miller et al. 1991), soit le potentiel net de neutralisation (PNN) qui représente la différence entre PN et PA. Si le PNN < - 20 kg/$CaCO_3$/t, le matériau est considéré comme générateur de DMA. À l'opposé, si le PNN > 20 kg/$CaCO_3$/t, le matériau est non-générateur. On retrouve donc une zone d'incertitude entre -20 et 20 kg/$CaCO_3$/t. Ainsi, les stériles et le résidu Doyon sont considérés comme générateurs de DMA, alors que le résidu désulfuré a un potentiel de génération d'acide incertain. Comme le résidu désulfuré se situe près de la limite supérieure de

la zone d'incertitude, il est peu probable qu'il soit générateur d'acide. Il est à noter également que selon la Directive 019 du gouvernement du Québec, un matériau contenant moins de 0,3 % de soufre est considéré comme non-générateur d'acide. Pour les stériles, il faut considérer la possibilité qu'une partie du soufre soit inclue dans les plus grosses particules et qu'ainsi, le matériau soit moins générateur qu'anticipé avec le test statique (Elghali et al. 2018). Des essais en colonnes permettront de vérifier si les matériaux génèrent un lixiviat acide (voir section 4).

Tableau 3.8 : Calcul des paramètres du bilan acide-base à partir des résultats du soufre-carbone et interprétation

Matériaux	PA (kg CaCO3/t)	PN (kg CaCO3/t)	PNN	Interprétation
SD	62	12	-50	Générateur
SW	54	18	-36	Générateur
RD	99	36	-63	Générateur
RW	4	22	18	Incertain

3.3.7 Diffraction des rayons X

3.3.7.1 Méthode d'analyse par diffraction des rayons X

La diffraction des rayons X (DRX) est une analyse semi-quantitative qui permet d'identifier les minéraux présents dans un échantillon préalablement broyé et micronisé dans l'alcool. Le diffractomètre qui a été utilisé dans le cadre de cette étude est un Bruker A.X.S. Advance D8 en mode θ/2θ pour les angles de diffraction de 5° à 70°. Le spectre ou diffractogramme obtenu a été interprété avec les logiciels EVA et TOPAS de la suite Bruker qui permettent respectivement d'identifier les minéraux et de les quantifier selon la méthode de Rietveld (Young, 1995). La précision de la méthode est d'environ 1 %. Les résultats de l'analyse sont toujours normalisés à 100%, même si un minéral n'a pas été identifié.

Il est important de réconcilier les données de DRX avec les valeurs obtenues en chimie afin d'obtenir des résultats plus fiables (Bouzahzah, 2013). Il s'agit d'utiliser les données mesurées par l'ICP-AES et l'analyse soufre-carbone pour calculer la quantité de certains minéraux (par exemple avec des éléments traceurs), ce qui permet de préciser la minéralogie obtenue.

3.3.7.2 Résultats de la DRX

Le tableau 3.9 présente les résultats de la quantification minéralogique avec le logiciel TOPAS. Le seul minéral neutralisant repéré est la calcite dans le résidu Doyon et le seul sulfure identifié est la pyrite, présente dans les deux stériles et le résidu Doyon. Les autres minéraux comprennent un minéral sulfaté, l'anhydrite, ainsi que des silicates, tels que l'albite, la chlorite et le quartz.

Tableau 3.9 : Résultats brutes de la DRX

Minéral	**Matériaux**			
	SD	RD	SW	RW
Quartz	42	56	36	68
Chlorite	20	9	14	10
Muscovite	4	3	3	3
Albite	30	19	29	19
Anhydrite	1	1	-	-
Pyrite	3	5	2	-
Calcite	-	6	-	-
Actinolite	-	-	9	-
Clinozoisite	-	-	7	-
Total	100	100	100	100

La réconciliation avec les données de chimie (ICP-AES et soufre-carbone) a permis d'identifier la présence de 1,7 % de chalcopyrite dans le stérile Doyon. De plus, les proportions de pyrite sont de 1,4 % dans le stérile Westwood, 3,5 % dans le résidu Doyon, 1,6 % dans le stérile Westwood et

0,15% dans le résidu Westwood désulfuré. La calcite est également présente dans trois matériaux, à des pourcentages de 1,8 % dans le stérile Westwood, 2,2 % dans le résidu Westwood et 3,6 % dans le résidu Doyon. Il est possible que ces minéraux n'aient pas été identifiés en raison de la précision de la méthode et parce que certains pics des diffractogrammes n'ont pas été expliqués.

3.3.8 Diffusion/consommation d'oxygène

3.3.8.1 Méthode d'analyse par diffusion/consommation d'oxygène

Le test de diffusion/consommation d'oxygène permet de déterminer expérimentalement le coefficient de taux de réaction (K_r) d'un matériau. Dans ce travail de recherche, l'essai a été réalisé pour le résidu Westwood désulfuré qui sert de CRH dans les divers scénarios étudiés. La connaissance du facteur K_r permet d'évaluer le flux d'oxygène en considérant la portion d'oxygène qui a pu être consommée par la faible quantité de sulfures encore présente dans le matériau. Cet essai a été utilisé dans d'autres études pour déterminer K_r (ex: Demers, 2008; Ouangrawa et al. 2010; Nyameogo, 2017; Lessard, 2018).

L'essai a été effectué avec une cellule expérimentale à une chambre de 10,1 cm de diamètre et 10,1 cm de hauteur équipée d'un couvercle avec une sonde à oxygène intégrée. Un matériau de masse et teneur en eau connues est placé dans l'appareil de façon à obtenir le degré de saturation désiré. Il est important de mesurer la hauteur de matériau dans la cellule pour pouvoir calculer la porosité. Le système est ensuite purgé à l'azote puis ouvert à l'air ambiant jusqu'à atteindre une concentration d'oxygène d'environ 20 %. Le couvercle est ensuite scellé sur la cellule. La sonde à oxygène permet de suivre l'évolution de la concentration d'oxygène dans la cellule. Elle est connectée à un ordinateur qui prend des données à intervalles réguliers, tel que précisé par l'utilisateur. Ces données permettent de tracer une courbe de concentration d'oxygène en fonction du temps.

Les données obtenues en laboratoire sont ensuite comparées à une modélisation avec le logiciel Pollutev7 de GAEA Technologies (Rowe et Booker, 2004). Ce logiciel permet d'analyser la migration d'un contaminant dans un sol et a été utilisé dans d'autres travaux de recherche pour modéliser le transport et/ou la consommation d'oxygène dans un sol (ex: Yanful et al. 1999; Lessard, 2018; Dobchuk et al. 2003; Gosselin et al. 2007; Boulanger-Martel, 2015; Nyameogo,

2017). La réactivité du matériau est entrée comme un temps de demi-vie ($T_{1/2}$) dans le modèle numérique (Mbonimpa et al. 2003), tel que :

$$K_r{}^* = \frac{\ln(2)}{T_{1/2}} \tag{3.5}$$

où

$K_r{}^*$: coefficient de taux de réaction apparent [T^{-1}] ($K_r = K_r{}^* \cdot \theta_{eq}$)

θ_{eq} : porosité équivalente (voir section 2.3.1)

À noter qu'il faut introduire la porosité équivalente et le coefficient de diffusion apparent (D*) dans le modèle Pollutev7 (Gosselin, 2007; Ouangrawa et al. 2010). Ces données peuvent être calculées à partir des caractéristiques physiques du matériau dans la cellule expérimentale (voir section 2.3.1). Les valeurs de D* et $T_{1/2}$ sont ensuite modifiées dans Pollutev7 jusqu'à obtenir une courbe de la concentration d'oxygène en fonction du temps similaire à celle obtenue avec l'essai de consommation d'oxygène. Le K_r déduit a été comparé avec la prédiction du modèle de Collin (1987) (équation 2.10).

3.3.8.2 Résultats de l'essai de diffusion/consommation d'oxygène

La figure 3.9 présente les résultats du test de consommation d'oxygène obtenus au laboratoire ainsi que les points calculés avec le logiciel Pollutev7. Les valeurs de D_e et K_r ont d'abord été prédites avec les modèles d'Aachib et al. (2004) et de Collin (1987) (équations 2.4 et 2.10). Ces données ont permis de calculer les valeurs initiales de D^* et de $T_{1/2}$ entrées dans le modèle Pollutev7. Après plusieurs essais-erreurs, la valeur de D^* retenue est 5,6 x 10^{-6} m^2/s avec un $T_{1/2}$ de 200 heures. La modélisation avec Pollutev7 est présentée plus en détails à l'annexe B.

Les valeurs de D_e et de K_r calculées sont présentées dans le tableau 10. Comme le matériau a été mis en place à un faible degré de saturation (environ 30%), il est possible que de l'oxygène ait pénétrée le matériau après la purge à l'azote. En considérant la présence d'oxygène résiduelle dans les pores du matériau dans le modèle Pollutev7, le D_e mesuré est presque qu'égal au D_e estimé, et le K_r est du même ordre de grandeur que la valeur obtenue avec l'équation de Collin (1987). Un

résultat similaire a été obtenu dans Kalonji-Kabambi (2014) pour un autre résidu désulfuré ($3{,}28 \times 10^{-4}$ h^{-1}).

Tableau 3.10 : Paramètres de l'essai de diffusion/consommation d'oxygène

Paramètre	**Unité**	**Valeur**
n	-	0,54
θ_{eq}	-	0,37
D_e prédit	m^2/s	$2{,}1 \times 10^{-6}$
D_e mesuré (Pollutev7)	m^2/s	$2{,}1 \times 10^{-6}$
K_r prédit avec Collin (1987)	h^{-1}	$6{,}2 \times 10^{-4}$
K_r mesuré (Pollutev7)	h^{-1}	$1{,}3 \times 10^{-3}$

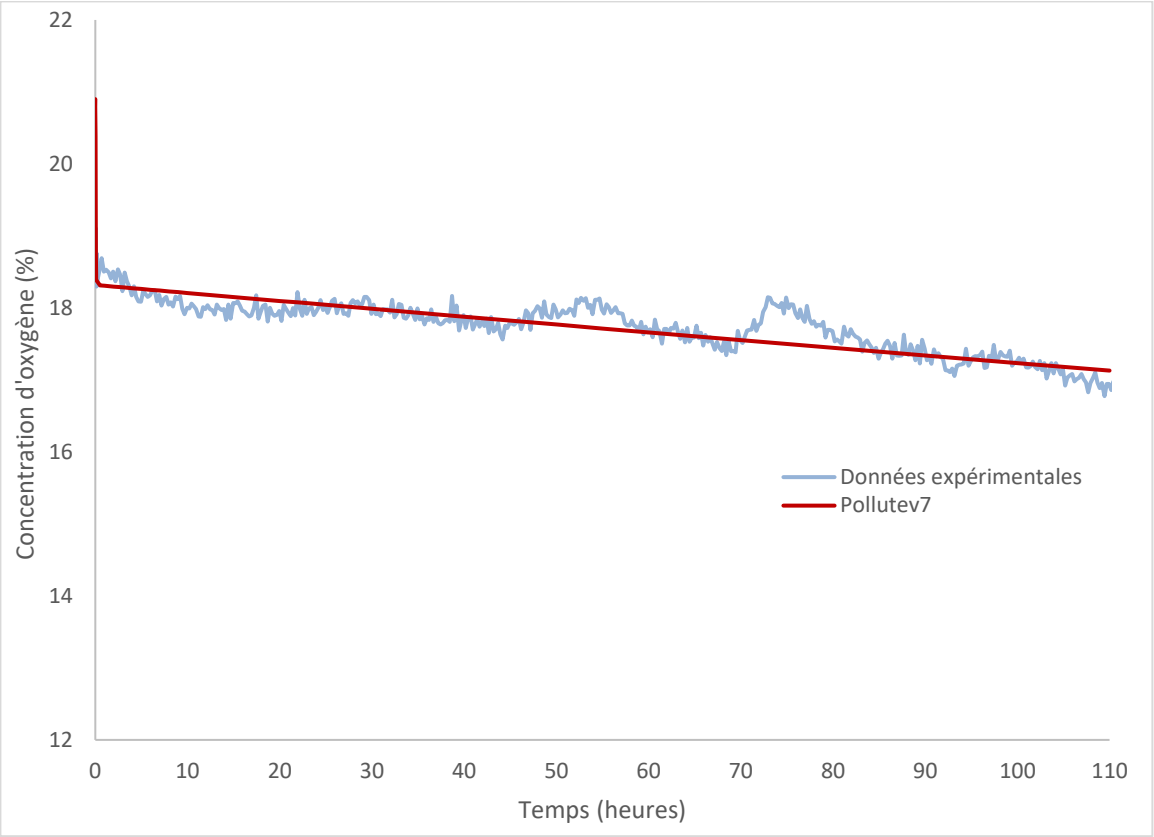

Figure 3.9 : Concentrations d'oxygène mesurées expérimentalement et ajustements avec Pollutev7

3.4 Essais en colonnes

3.4.1 Configuration des colonnes étudiées

Les recouvrements testés sont des couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) composées de matériaux miniers. Les essais en colonnes ont été utilisés dans plusieurs autres études pour évaluer la performance de recouvrements en sols ou rejets miniers au laboratoire (ex: Aubertin et al. 1995; Yanful et al. 1999; Bussière et al. 2004; Demers, 2008; Ouangrawa et al. 2010; Pabst, 2011; Kalonji-Kabambi, 2014; Boulanger-Martel, 2015; Lessard, 2018).

La figure 3.10 présente la configuration des colonnes expérimentales. La colonne C1 contient 30 cm de résidus Doyon, 40 cm de stériles Doyon comme couche de bris capillaire, puis 50 cm de résidus Westwood désulfurés pour la CRH. Elle sert de base de comparaison pour évaluer l'impact

de trois facteurs d'influence sur la performance. La colonne C2 vise à vérifier si l'utilisation d'un stérile différent a un impact sur le système. La couche de bris capillaire a donc été fabriquée de stériles Westwood plutôt que de stériles Doyon pré-oxydés. L'ajout d'une couche de sable de 30 cm sur la colonne C3 a pour but d'observer l'impact de l'évaporation sur la saturation de la CRH. Ensuite, la colonne C4 a une couche de rétention de 1 m d'épaisseur, soit deux fois plus que la colonne C1. Cette colonne vise à évaluer si l'épaisseur de résidus Westwood contribue ou non à la performance du système. Finalement, les colonnes C5, C6, C7 et C8 sont des témoins (ou colonnes de référence) pour chaque matériau. Elles permettent d'étudier comment ils se comportent seuls, entre autres pour la génération d'acidité. Ces colonnes témoins vont également servir à quantifier l'amélioration de la qualité du lixiviat avec l'ajout du recouvrement (Aubertin et al. 1995).

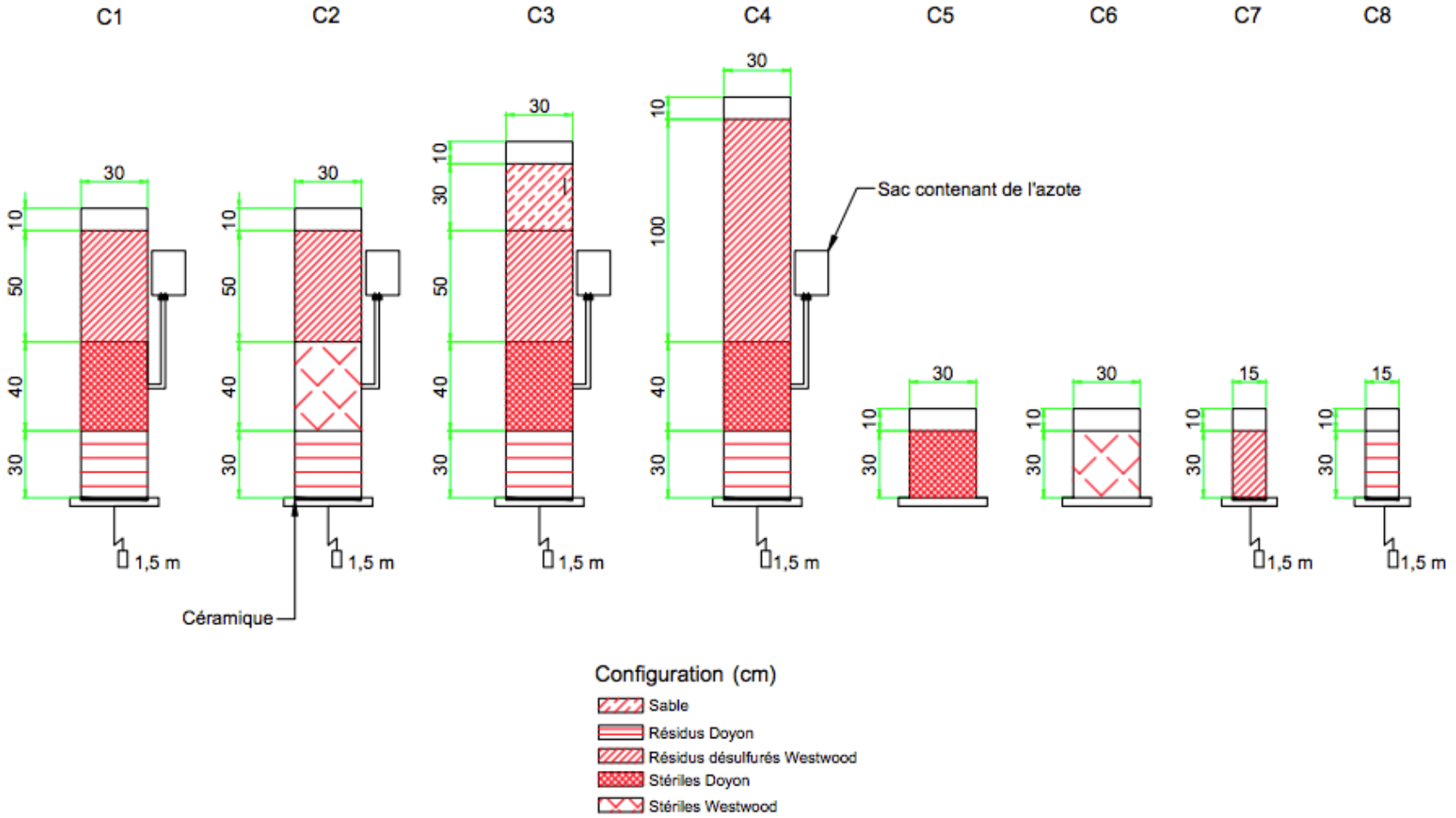

Figure 3.10 : Configuration des essais en colonnes de quatre scénarios de CEBC constituées de matériaux miniers et colonnes témoins

Les colonnes expérimentales sont constituées de PEHD (polyéthylène haute densité) ou en plexiglas et ont 15 ou 30 cm de diamètre, selon les matériaux employés. Pour les colonnes contenant des matériaux plus grossiers comme les stériles, un diamètre de 30 cm de diamètre a été sélectionné (pour les mêmes raisons que celles évoquées dans la section 3.3 sur les tests de perméabilité). La hauteur de la colonne a été choisie en fonction de l'épaisseur du recouvrement étudié. Il est bon de prévoir un espace supplémentaire en haut de la colonne pour l'eau de rinçage. Des trous ont été pratiqués à des hauteurs précises sur les colonnes pour l'instrumentation.

Une plaque de céramique insérée à la base de la colonne permet d'appliquer une succion équivalente à la nappe phréatique (ex: Bussière et al. 2004; Pabst et al. 2014). Ici, la hauteur de la nappe phréatique a été fixée à environ 1,8 m sous la surface des résidus Doyon, ce qui correspond à un peu moins de la moitié de la valeur d'entrée d'air de ce matériau. Un tube connecte également le bas de la colonne à un récipient pour recueillir le lixiviat.

Dans le cas des CEBC, l'ajout de sacs de transfert de gaz dans la couche grossière permet de faciliter l'écoulement de l'eau (ex: Bussière et al. 1997; Bussière et al. 2004). Un sac en plastique à moitié emplie d'azote est connecté à la colonne par un tube au niveau du matériau grossier de la couche de bris capillaire. Lors du rinçage, une partie de l'air dans la colonne peut se déplacer vers le sac, diminuant ainsi la pression d'air dans la colonne, ce qui facilite la circulation de l'eau. Une valve permet de fermer la connexion durant la période de drainage.

3.4.2 Instrumentation

Les colonnes sont instrumentées pour suivre l'évolution de la teneur en eau volumique et des succions dans les différentes couches de matériaux, ainsi que pour prélever des échantillons de gaz pour analyser les concentrations en oxygène. L'instrumentation des colonnes est illustrée à la figure 11. Les dispositifs et les sondes sont placés à 10 cm des interfaces, sauf pour les stériles où ils sont localisés directement au centre de la couche.

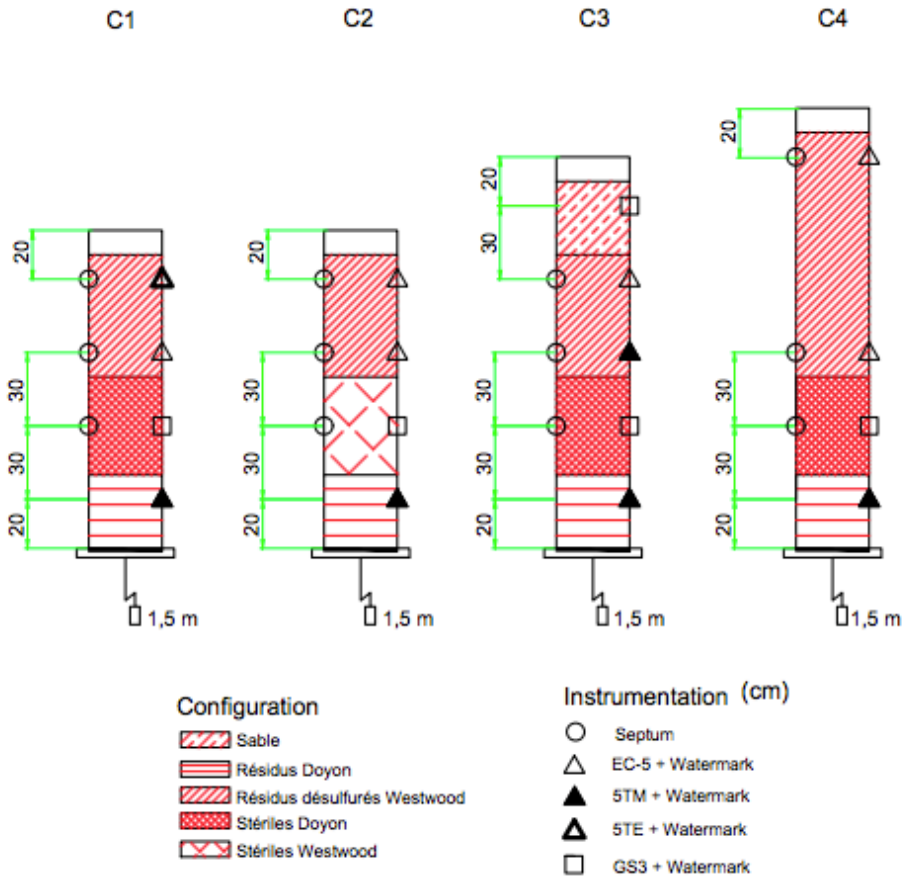

Figure 3.11 : Instrumentation des colonnes expérimentales pour le suivi des teneurs en eau et des succions, ainsi que l'échantillonnage de gaz par des septum

La figure 12 présente les types de sondes utilisées dans le cadre de cette étude. Les sondes pour mesurer les teneurs en eau volumiques sont des EC-5, 5TM, 5TE et GS3 de Decagon Devices (ex: Pabst, 2011; Kalonji-Kabambi, 2014). Ces dernières utilisent la méthode de domaine fréquence pour mesurer les teneurs en eau volumiques de 0 à 100 %. La méthode de domaine fréquence utilise la capacitance pour mesurer la constante diélectrique d'un matériau qui permet d'évaluer la teneur en eau volumique (ex: Decagon Devices, 2009; Fredlund et al. 2012). Les sondes ECH2O ont une précision de plus ou moins 0.03 m^3/m^3 avec un calibrage spécifique à chaque matériau. Dans les stériles, il est préférable d'utiliser des sondes GS3, car elles sont plus robustes. Le suivi des succions est réalisé avec des sondes Watermark de Irrometer Company Inc. (ex: Bussière et al. 2007; Maqsoud et al. 2009) ayant une gamme de mesure de 0 à 200 kPa. La compagnie indique quelles sont calibrées pour une température de 70 ºF, ce qui correspond approximativement à la température au laboratoire.

Les données de teneur en eau volumique sont récupérées ponctuellement une fois par semaine à l'aide d'un datalogger et du logiciel ECH2O Utility de Decagon Devices. Il en est de même pour les données de succion qui sont récupérées avec un appareil de mesure portatif de la compagnie Irrometer Company Inc.

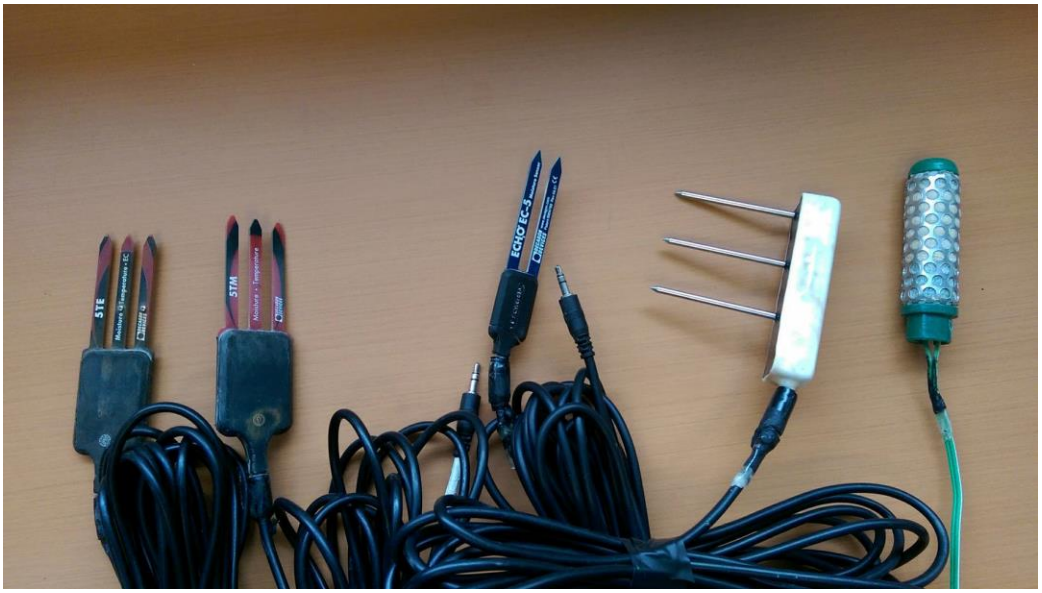

Figure 3.12 : Sondes utilisées (5TE, 5TM, EC-5, GS3 et watermark)

Tel que mentionné précédemment, un calibrage des sondes de teneur en eau volumique est nécessaire pour chaque type de sonde et pour chaque matériau afin d'obtenir une précision optimale (ex: Pabst, 2011; Kalonji-Kabambi, 2014). L'idée est de prendre des mesures avec la sonde pour un matériau à différentes teneurs en eau volumique tout en prenant, pour chaque essai, un échantillon à faire sécher pour en obtenir la teneur en eau volumique. Comme les sondes donnent des données de teneur en eau volumique, il est important de noter la masse et le volume utilisés pour chaque point. Ces données permettent de tracer une courbe de la teneur en eau volumique mesurée en fonction de la teneur en eau volumique réelle. Par la suite, chaque valeur mesurée dans les colonnes doit être ajustée avec la courbe de calibrage appropriée. Les courbes de calibrage des sondes de teneur en eau volumiques sont présentées à la figure 3.13.

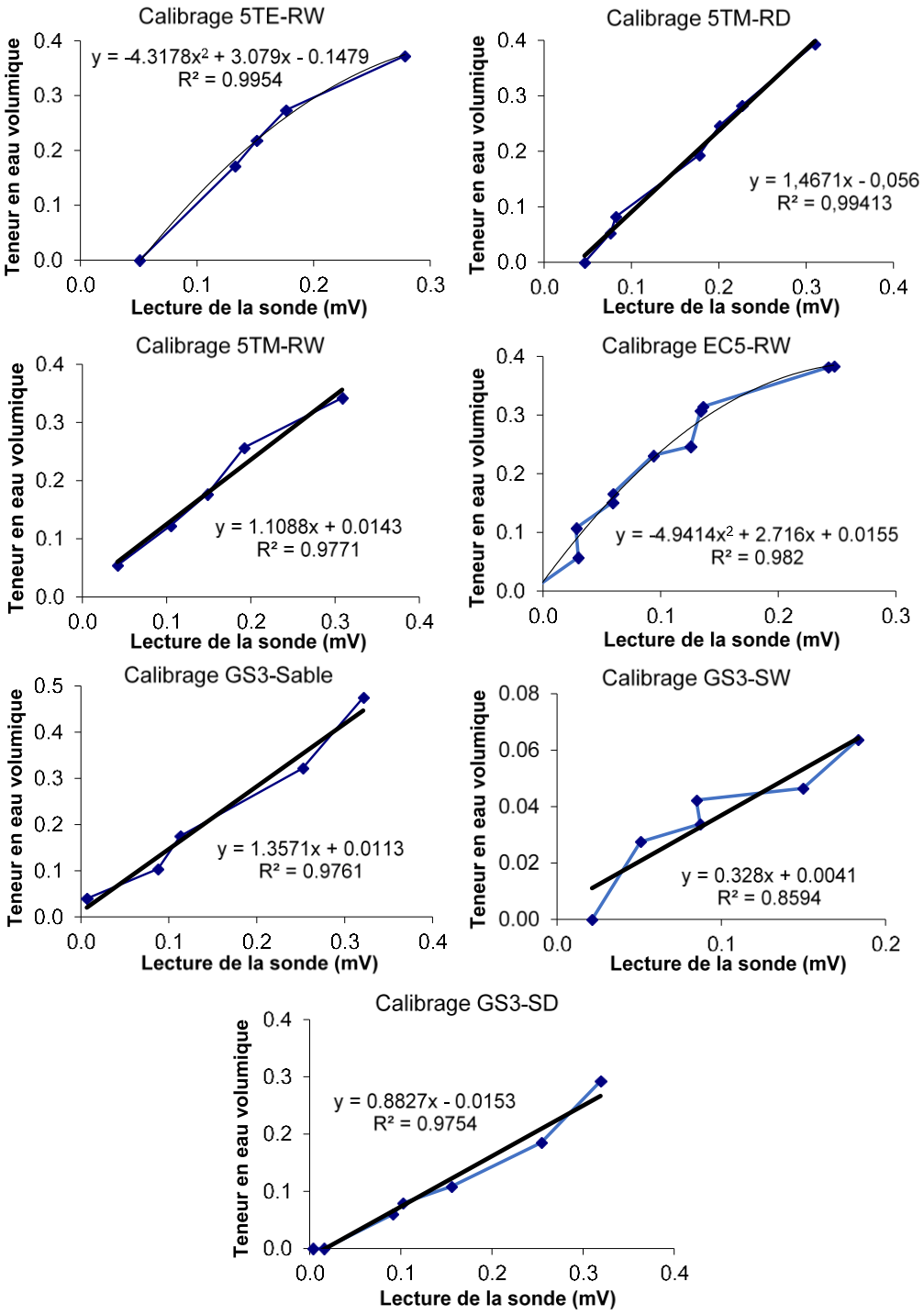

Figure 3.13 : Courbes de calibrage des sondes ECH2O pour les matériaux étudiés

Des septums ont également installés pour permettre l'échantillonnage de gaz contenu dans les pores du sol (ex: Yanful, 1992; Demers, 2008). La figure 3.14 montre un aperçu du dispositif. Ces septums ont été fabriqués à partir de minuscules bouteilles en plastique et de géotextile de façon à

ce qu'ils se referment après le prélèvement d'un échantillon avec une aiguille. Des échantillons de gaz sont prélevés sur les colonnes, juste avant le huitième rinçage et avant le démantèlement. Une seringue est utilisée pour percer le septum et extraire 3 ml de gaz qui sont injectés dans un micro chromatographe Agilent 3000A Micro GC. À l'aide du logiciel Cerity Network Data System, l'appareil fournit les proportions d'azote, de gaz carbonique et d'oxygène dans l'échantillon. Le micro chromatographe est calibré avec l'air ambiant avant chaque utilisation.

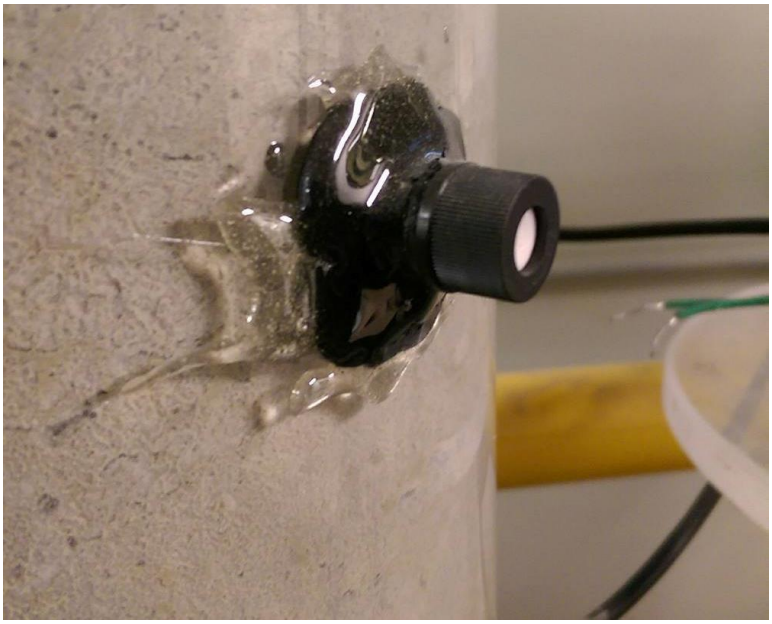

Figure 3.14 : Septum pour l'échantillonnage du gaz contenu dans les pores

3.4.3 Montage

Avant de débuter la mise en place des matériaux, la plaque de céramique devait être installée dans la base de la colonne à l'aide de colle époxy. Comme la base de la colonne est détachable, un joint est utilisé pour imperméabiliser la base de la colonne.

Le montage des colonnes est réalisé par couches de 5 à 10 cm compactées à l'aide d'une masse d'environ 10 kg. Pour ce travail, il a été choisi de monter toutes les colonnes en même temps, un matériau à la fois. Chaque sol est homogénéisé à nouveau juste avant la mise en place. La masse de tout matériau mis dans la colonne est mesurée pour chaque couche pour pouvoir calculer la porosité du sol en place. La porosité visée pour la mise en place des résidus est d'environ 0,4.

Les sondes sont installées au fur et à mesure en prenant soin de sceller le trou pour éviter les fuites d'eau. Cette étape peut être délicate et il est approprié de vérifier que les sondes fonctionnent après leur mise en place. Ainsi, en cas de bris, la sonde peut immédiatement être remplacée. Les septums peuvent être installés lors du montage ou plus tard pendant l'essai. Dans ce travail ils ont été mis en place après le septième rinçage.

3.4.4 Essai de mouillage-drainage et suivi

Un essai de mouillage-drainage se déroule en deux temps. D'abord, lors du rinçage, une quantité d'eau déionisée fixe est introduite dans la colonne puis s'écoule dans le système pour être récupérée dans une bouteille installée à la sortie. Ensuite, on laisse la colonne se drainer pour une période prédéfinie (deux semaines pour les rinçages 1 à 3, puis quatre semaines pour les rinçages 4 à 8). La procédure est basée sur des essais similaires réalisés dans d'autres études (ex: Aubertin et al. 1995; Bussière et al. 2004; Kalonji-Kabambi, 2014).

Dans le cadre de cette étude, 8 rinçages ont été réalisés. Le rinçage des colonnes C1 à C4 a été fait avec 20 L d'eau (environ 280 mm). L'eau a été ajoutée progressivement sur plusieurs heures. Au début du rinçage, le tube de sortie a été bloqué pendant minimalement 4 heures pour éviter que la colonne ne se draine immédiatement. En débloquant le tube, l'eau est libre de s'écouler dans un contenant de récupération. Pour les témoins de résidus, 2 L d'eau sont utilisés pour les rinçages. Dans le cas des témoins de stériles, la quantité d'eau a été déterminée de façon à ce que les stériles soit recouverts complètement. Ceci correspond à 5 L d'eau pour les colonnes C5 et 7 L pour la colonne C6. Le temps de drainage débute au moment de la récupération du lixiviat. Une période de drainage de deux semaines a été fixée pour les trois premiers cycles, puis à quatre semaines pour les cycles suivants. Des cycles plus rapprochés ont permis de favoriser la saturation de la CRH.

Les lixiviats récupérés à chaque rinçage sont soumis à plusieurs analyses. Immédiatement après l'échantillonnage, le pH est mesuré à l'aide d'une sonde Thermo Scientific Orion Green (± 0,02) calibrée avec des solutions de pH 4, 7 et 10. La conductivité électrique et le potentiel d'oxydo-réduction (Eh) sont également mesurés, respectivement avec des sondes Oakton SS rings PP (± 0,5%) et Epoxy Cole Parme Oakton (appareil de lecture Symphony, ± 0,05%). L'alcalinité et l'acidité du lixiviat sont déterminées dans les deux semaines suivantes avec un titreur automatique Metrohm 848 Titrino (Metrohm AG, 2015). Entre temps, les échantillons sont conservés dans un

réfrigérateur. Un échantillon est également analysé par ICP-AES (voir section 3.3.5). Au sixième et huitième rinçage, l'analyse des sulfates par chromatographie ionique est aussi réalisée. La mesure directe des sulfates permet de vérifier que tout le soufre contenu dans le lixiviat est sous forme sulfate. Les sulfates sont un produit de l'oxydation des sulfures; leur présence dans le lixiviat donne donc un indice sur la possible génération d'acidité du système.

3.4.5 Démantèlement

Le démantèlement des colonnes est réalisé après la troisième semaine de drainage suivant le dernier rinçage. Il s'agit d'une étape importante qui permet de valider les données de teneur en eau volumique mesurées avec les sondes. Ainsi, des données de teneur en eau volumique sont mesurées juste avant le démantèlement. De plus, une observation visuelle des matériaux et le prélèvement d'échantillons solides peut contribuer à déceler des variations chimiques/minéralogiques de la composition des stériles et résidus.

Les colonnes sont démantelées par couches d'environ 5 à 10 cm. Chaque couche est pesée puis séchée pour pouvoir calculer sa teneur en eau volumique. Au moins un échantillon de sol est prélevé dans chaque couche pour être soumis à une digestion et une analyse ICP-AES. D'autres échantillons peuvent être récupérés au besoin dans des zones ciblées suite à l'inspection visuelle (ex. zone de couleur différente qui pourrait être liée à de la précipitation de minéraux secondaires).

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 – ACID-GENERATING WASTE ROCKS AS CAPILLARY BREAK LAYERS IN COVERS WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS FOR MINE SITE RECLAMATION

Larochelle, Chloé G., Bruno Bussière and Thomas Pabst

Cette section présente un article soumis à la revue scientifique *Water, Air, & Soil Pollution* le 15 novembre 2018. L'article présente les matériaux et la méthodologie, ainsi que le comportement hydrogéologique et géochimique des essais en colonnes. L'effet du recouvrement sur le comportement géochimique des stériles réactifs et l'impact d'utiliser un stérile différent (non-générateur ou faiblement générateur d'acide) pour la CRH sont discutés.

Pour faciliter la lecture de l'article, les noms des essais en colonnes ont été adaptés de façon à mieux décrire leur configuration :

- C1 devient DT0.5-DW-T
- C2 devient DT0.5-WW-T
- C3 devient S-DT0.5-DW-T
- C4 devient DT1-DW-T

Les colonnes référence C5, C6, C7 et C8 deviennent respectivement DW, WW, DT et T.

L'article ne présente pas la totalité des résultats des essais en colonne, afin d'en alléger le contenu. Les résultats complets du suivi hydrogéologique et géochimique des essais en colonnes sont présentés aux annexes C et D.

Abstract

Tailings and waste rocks can be used to build covers with capillary barrier effects (CCBE) for the purposes of reclaiming acid-generating waste storage facilities while enhancing the value of the materials available on site. The efficiency of non-acid generating tailings, desulfurized tailings, and non-reactive waste rocks as cover materials was demonstrated in previous laboratory and field studies. However, acid-generating waste rocks are usually not considered for cover construction because of the risk of contamination. Nonetheless, using acid-generating waste rocks as the bottom capillary break layer in a CCBE could have economic and logistical benefits for companies,

including helping to reduce the volume of waste rock piles and to valorize material that are generally considered to be problematic.

In this study, laboratory column tests were performed to evaluate cover scenarios using acid-generating waste rocks from Westwood-Doyon mine (Québec, Canada). These waste rocks were placed under a moisture-retaining layer made of desulfurized tailings. A column test with non-acid-generating waste rocks was also performed for comparison purposes. Columns were submitted to eight wetting/drainage cycles. The performance of these systems was assessed by monitoring the volumetric water content in the different layers and by analyzing the water quality of the leachates. Significant reductions in contamination were observed when covers were added on the reactive waste rocks. These results suggest it could be possible to valorize acid-generating waste rocks in cover systems.

Key words: Covers with capillary barrier effects, kinetic testing, waste rocks, acid mine drainage, reclamation

4.1 Introduction

The sustainable management of mine waste disposal areas is a challenge that requires efficient, cost-effective, and durable solutions. Reclamation scenarios often need to address the generation of acid mine drainage (AMD), which is created when sulfide minerals react with water and oxygen (Blowes et al. 2003; Rimstidt and Vaughan 2003; Nordstrom et al. 2015). The acid released from these reactions decreases the pH of pore waters and enhances the solubility of many metals, thus resulting in potentially toxic effluents (e.g. Gray 1997; Aguilar et al. 2004; Han et al. 2017). Most methods for controlling AMD attempt to reduce or eliminate one or more of the active components of the acid-generation reaction; i.e., water or oxygen. In temperate, humid climates, oxygen barriers are the most suitable approach (SRK 1989; MEND 2001, Aubertin et al. 2016). Among the available options for oxygen barriers, engineered covers with capillary barrier effects (CCBE) (Nicholson et al. 1989) have been demonstrated to be very efficient at controlling AMD, both in the laboratory and in the field (e.g. Aubertin et al. 1995; Yanful et al. 1999; Dagenais et al. 2001, 2005; Bussière et al. 2004, 2006; Maqsoud et al. 2009). This technique utilizes contrasts in the hydrogeological properties of the cover materials to maintain a layer at a high degree of saturation (typically $S_r > 85\%$). Since oxygen diffusion is 10 000 times slower in water than air, this layer acts

as an oxygen barrier to protect underlying sulfide wastes from oxidation (Nicholson et al. 1989; Aachib et al. 2004; Gosselin et al. 2007).

A CCBE is constituted of at least three layers (Aubertin et al. 1995). At the base of the cover is the capillary break layer (CBL) or support layer, which is made of a coarse-grained material (generally with a saturated hydraulic conductivity $k_{sat} > 10^{-3}$ cm/s). This layer upholds the overlying layers and acts as capillary break. Above the CBL is the moisture-retaining layer (MRL), which is comprised of a fine-grained material with a relatively low saturated hydraulic conductivity ($k_{sat} < 10^{-5}$ cm/s) and a high water retention capacity (typically air entry value > 20 kPa). Another coarse-grained layer is placed on top of the MRL to limit evaporation and facilitate lateral drainage. Other surface layers may be added to facilitate revegetation and protect the cover from the intrusion of plants and animals. Capillary barrier effects are observed at the interface of the fine and coarse layers. The fine-grained layer's capacity to store water, combined with the low unsaturated hydraulic conductivity of the drained coarse-grained layers, allows a high degree of saturation to be maintained in the MRL, thus reducing the oxygen flux enough to prevent AMD generation. More details on CCBEs can be found in Aubertin et al. (1995) and Bussière (1999).

Constructing a CCBE requires large quantities of natural materials that must usually either be transported from distant production sites or borrowed from the local area, with the risk of further disrupting the surrounding environment (MEND 2001). However, recently, non-reactive tailings (Aubertin et al. 1995; Bussière et al. 2007) and desulfurized tailings (Benzaazoua et al. 2000, 2008; Bussière et al. 2004) have been proposed as alternatives to natural materials to build the MRL. Mine tailings have hydrogeological properties similar to silty soils (Aubertin et al. 1995) and several studies have shown that they can be used in CCBEs if they do not generate acidity (Ricard et al. 1999; Bussière et al. 2004, 2006, 2007). Furthermore, recent studies using numerical and physical modeling demonstrated that capillary barrier effects can be generated when using non-acid-generating waste rocks (Pabst 2011; Kalonji-Kabambi et al. 2017). The valorization (or re-use) of these materials offers a financial advantage and can potentially reduce the environmental footprint of a mine. However, non-reactive waste rocks are not always available on site and are often prioritized for use in constructing roads and dikes. Furthermore, mine operators often have more difficulty in valorizing acid-generating waste rocks, which are complex to manage during and after mine operations.

This study explores the option of using reactive waste rocks in a CCBE. Since the capillary break layer is located below the oxygen barrier (MRL), it should be protected from oxidation, however, this has never been demonstrated experimentally in the laboratory or in the field. This article presents the results of column tests carried out in the laboratory to evaluate the performance of CCBEs made of acid-generating waste rocks under a desulfurized tailings layer (MRL). Four scenarios were tested to evaluate: 1) the impact of the type of waste rocks used in the CBL, 2) the influence of evaporation control, and 3) the effect of a thicker MRL. The tests were designed to determine if capillary barrier effects would develop between the two layers, and to assess the impact of a pre-oxidized, acid-generating support layer on the leachate water quality. Columns were subjected to eight wetting/drainage cycles while monitoring the hydrogeological and geochemical response of the systems. The following sections present the material properties and the experimental approach, followed by the column test results. The impact of using pre-oxidized waste rocks in the covers is assessed by comparing CCBEs column tests and materials geochemical behavior individually.

4.2 Materials and methods

This section presents the methods used for the physical, hydrogeological, chemical, and mineralogical characterization of the materials used in this study. The column tests configuration and monitoring procedures are also described.

4.2.1 Material sampling and preparation

Two types of tailings and two types of waste rocks were sampled at the Westwood/Doyon mine site, which is located about 40 km east of Rouyn-Noranda, Québec (Canada). Westwood is an active gold mine located next to the old Doyon mine. The sulfide tailings (T) were sampled from a tailings impoundment at approximately 30 cm depth. The tailings were stored underwater to limit oxidation after collection. A second sample of tailings (DT) was obtained from the concentrator facility and desulfurized in the UQAT laboratory to a final sulfur concentration of 0.2% (from 6.8%); more information on the desulfurization process can be found in Larochelle (2018). Waste rocks were sampled and sieved on site to a achieve a maximum particle size of 50 cm. Pre-oxidized waste rocks (DW) were taken from the North Doyon waste rock dump, and Westwood waste rocks (WW) from a recent pile next to the old Doyon pit. Tailings and waste rock samples were

homogenized in the laboratory prior to their use in laboratory tests. An all-purpose commercial sand was also used in this study.

4.2.2 Geotechnical and hydrogeological properties

Table 4.1 summarizes the main physical and hydrogeological properties of the studied materials. The particle-size distribution was measured using a Malvern Mastersizer laser particle size analyzer, for particles smaller than 850 μm (Merkus 2009), and by preliminary sieving for the waste rocks (ASTM D422). Both tailings samples had similar particle-size distributions, with a grain diameter at 50% passing (D_{50}) of 0.021 mm for T and 0.035 mm for DT. Both samples were classified as non-plastic silts (ML; ASTM D2487). The DW sample had a coefficient of uniformity ($C_U = D_{60}/D_{10}$) of 124.5, a coefficient of curvature ($C_C = (D_{30})^2/D_{10}\times D_{60}$) of 1.4, and was classified as a well-graded sand (SW; ASTM D2487). The WW sample contained a larger fraction of coarse particles but still had a fairly high amount of fine particles, and thus was categorized as a silty gravel (GM; ASTM D2487). The specific gravity (G_s) was measured with a Micromeritics AccuPyc 1330 helium pycnometer (ASTM D854) and was ranged between 2.8 and 2.9 for all materials.

The saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) of tailings was determined using a falling-head test performed with a rigid-wall permeameter (ASTM D5856). The waste rocks' k_{sat} were measured using a 30-cm diameter HDPE column and a constant-head test (Peregoedova 2012; Kalonji-Kabambi et al. 2017). A value of 1.5×10^{-5} cm/s was obtained for the DT, while values of 7.9×10^{-3} cm/s and 4.2×10^{-2} cm/s were obtained for DW and WW, respectively. The significant constrast between the k_{sat} values of the fine and coarse materials (nearly three orders of magnitude) is in accordance with the recommendations made by Aubertin et al. (1995) for the development of strong capillary barrier effects.

Water retention curves (WRC) were measured for the tailings using Tempe cell tests (ASTM D6836). Experimental data were fitted with the RETC software (van Genuchten et al. 1991) using the van Genuchten (1980) model. The air entry values (ψa) for tailings T and DT were approximately 410 cm (~41 kPa) and 350 cm (~35 kPa), respectively. WRC for the waste rocks were obtained by dismantling a 30 cm HDPE column that was first saturated, then drained under atmospheric pressure (Chapuis et al. 2006; Hernandez 2007; Peregoedova 2012). The waste rocks

were removed from the column in layers of about 5-10 cm, and their water content was measured. Assuming hydrostatic equilibrium was reached (suction = elevation), the corresponding volumetric water content (θ) was ploted against the elevation to obtain the WRC. The ψ_a were approximately 3 cm (~0.3 kPa) for DW and 1 cm (~0.1 kPa) for WW.

The sand (S) was classified as a poorly graded sand (SP; ASTM D2487). Its k_{sat} and ψ_a AEV were estimated to be 6×10^{-3} cm/s and 2 cm, respectively.

More details on physical and hydrogeological characterizations can be found in Larochelle (2018).

Tableau 4.1 : Summary of the materials' physical and hydrogeological parameters. C_U is the coefficient of uniformity, C_C is the coefficient of curvature, G_s is the specific gravity, ψ_a is the air entry value, n is the porosity, and α_v and m_v are van Genuchten model parameters.

Parameter	**Units**	**T**	**DT**	**DW**	**WW**	**S**
D_{10}	mm	0.003	0.006	0.031	0.036	0.110
D_{30}	mm	0.010	0.018	0.4	3.0	0.2
D_{50}	mm	0.021	0.035	1.3	10.5	0.3
C_U	-	8.8	7.5	124.5	478.1	3.1
C_C	-	1.0	1.2	1.4	14.9	1.1
G_s	-	2.87	2.80	2.85	2.90	2.74
k_{sat}	cm/s	5×10^{-5}	2×10^{-5}	8×10^{-3}	4×10^{-2}	6×10^{-3} *
ψ_a	cm of water	410	350	3	1	2 **
n	-	0.43	0.42	0.37	0.38	0.37
α_v	cm^{-1}	9.3×10^{-4}	1.5×10^{-3}	1.4×10^{-1}	4.2×10^{-1}	-
m_v	-	1.57	2.08	1.71	1.82	-

*Estimated with the modified Kozeny-Carman model (Mbonimpa et al. 2002)

** WRC estimated with the modified Kovacs model (Aubertin et al. 2003)

4.2.3 Chemical and mineralogical properties

The bulk chemical composition of the tailings and waste rocks were determined by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES), and total sulfur (S) and carbon (C) were measured with an Eltra CS-2000 induction furnace. Table 2 shows the acid-base accounting (ABA) parameters calculated using S and C contents (Miller et al. 1991; Morin and Hutt 2001; MEND 2009); the complete chemical analysis can be found in Larochelle (2018). T, DW, and WW contained relatively high concentrations of S and low concentrations of C, resulting in high acid-generation potentials (AP = $\%S_{sulfide} \times 31.25$) and low neutralization potentials (NP = $\%C_{inor} \times 83.3$). Sulfate concentrations in the pre-oxidized waste rocks were analyzed by ICP-AES. The results showed that 0.31% of the waste rocks bulk chemistry is sulfur in sulfate form. The net neutralization potentials (NNP = AP-NP) were between -35 and -65, and the AP/NP ratios were well below 1, indicating that T, DW, and WW are potentially acid-generating. The DT sample had an NNP in the zone of uncertainty (between -20 and 20 kg $CaCO_3$/t), and an AP/NP ratio significantly higher than 3. Thus the DT should not be acid-generating (MEND 2001; Jacobs et al. 2014). Column tests were performed for each material individually to better assess their acid generation potential (Bradham and Carrucio 1990; Jacobs et al. 2014) (see reference columns, Section 3). In this study, the sand was used as evaporation barrier and was assumed to be essentially chemically inert.

Mineralogical phases were identified by X-Ray diffraction (XRD), using a Bruker AXS Advance D8 diffractometer with ± 1% precision (Bouzahzah 2013; Lessard 2018). Results for sulfide and carbonate minerals were reconciled with chemical analyses using the approach proposed by Bouzahzah (2013) (Table 4.2). Pyrite and calcite comprised 3.5 and 3.3%, respectively, of tailings T. Mineralogical analyses also confirmed that the DT contained 0.2% pyrite. The DW and WW samples contained approximately 1.7 and 1.4% pyrite, respectively, as well as 1.3 and 1.8% calcite, respectively. Additionally, 1.7% chalcopyrite was found in the DW. More details about the mineralogy of the materials can be found in Larochelle (2018).

Tableau 4.2 : Sulfur/Carbon concentrations, acid-base accounting parameters, and XRD results (sulfides and carbonates reconciled with chemistry)

Parameter	**T**	**DT**	**DW**	**WW**
S_{total} (%)	3.16	0.12	1.99	1.71
C_{total} (%)	0.43	0.26	0.15	0.21
AP (kg $CaCO_3$/t)	99	4	62	54
NP (kg $CaCO_3$/t)	36	22	12	18
NNP	-63	18	-50	-36
AP/NP	0.4	5.9	0.2	0.3
Chalcopyrite (%)	-	-	1.7	-
Pyrite (%)	3.5	0.2	1.7	1.4
Calcite (%)	3.3	2.2	1.3	1.8
Other minerals, in order of importance: quartz, albite, chlorite, muscovite, clinozoisite, actinolite, anhydrite (%)	93.2	97.6	95.3	96.8

4.3 Column tests

4.3.1 Configuration and instrumentation

Column tests were used to evaluate the performance of reclamation scenarios using reactive waste rocks as the CBL and desulfurized tailings as the MRL (figure 4.1). The four column configurations (from top to bottom) were:

- DT0.5-DW-T : 0.5 m desulfurized tailings (DT), 0.4 m pre-oxidized Doyon waste rocks (DW), 0.3 m sulfurous tailings (T);

- DT0.5-WW-T : 0.5 m desulfurized tailings (DT), 0.4 m Westwood waste rocks (WW), 0.3 m sulfurous tailings (T);
- S-DT0.5-DW-T : 0.3 m sand (S), 0.5 m desulfurized tailings (DT), 0.4 m pre-oxidized Doyon waste rocks (DW), 0.3 m sulfurous tailings (T);
- DT1-DW-T : 0.5 m desulfurized tailings (DT), 0.4 m pre-oxidized Doyon waste rocks (DW), 0.3 m sulfurous tailings (T);

DT0.5-DW-T was considered as the control case for comparison with the other tested scenarios. A top sand layer was added in S-DT0.5-DW-T to evaluate the effect of evaporation control, and the MRL was doubled (to 1 m) in DT1-DW-T to observe the impact of a thicker layer. Column DT0.5-WW-T was built with WW waste rocks layer (rather than DW) to assess the effects of a different waste rock type. Reference columns were also set up for each individual material (T, DT, DW and WW).

The 30-cm diameter columns were filled in 5-cm layers compacted to porosities comparable to in situ conditions for tailings and waste rocks (Vick 1990; Sracek et al. 2004; Peregoedova 2012; Éthier 2018). A ceramic plate was placed at the base of the columns and a negative pressure (suction) was applied to simulate a water table 1.5 m below the base of the columns. Nitrogen bags were connected to the CBLs to relieve gas pressure during drainage and avoid gas lock (as proposed by Bussière et al. 1997). The valve connecting the nitrogen bag to the column was opened during the wetting phase only.

Volumetric water content and suction were monitored once a week with sensors located in at 10 cm above and below all material interfaces as well as in the middle of the CBLs. Decagon probes (EC-5, 5TM, 5TE, and GS3) measured volumetric water contents with a precision of 0.03 m^3/m^3 (sensors also used by Pabst 2011; Boulanger-Martel 2015; Kalonji-Kabambi et al. 2017), using the frequency domain method (e.g. Fredlund et al. 2012). Calibration of the probes was performed in the laboratory for each combination of probe and material type (see Larochelle 2018 for the calibration curves and more details regarding calibration of the Decagon probes). Suctions were determined with Watermark sensors from Irrometer Company, Inc. (see Bussière et al. 2007; Shock and Wang 2011; Lessard 2018).

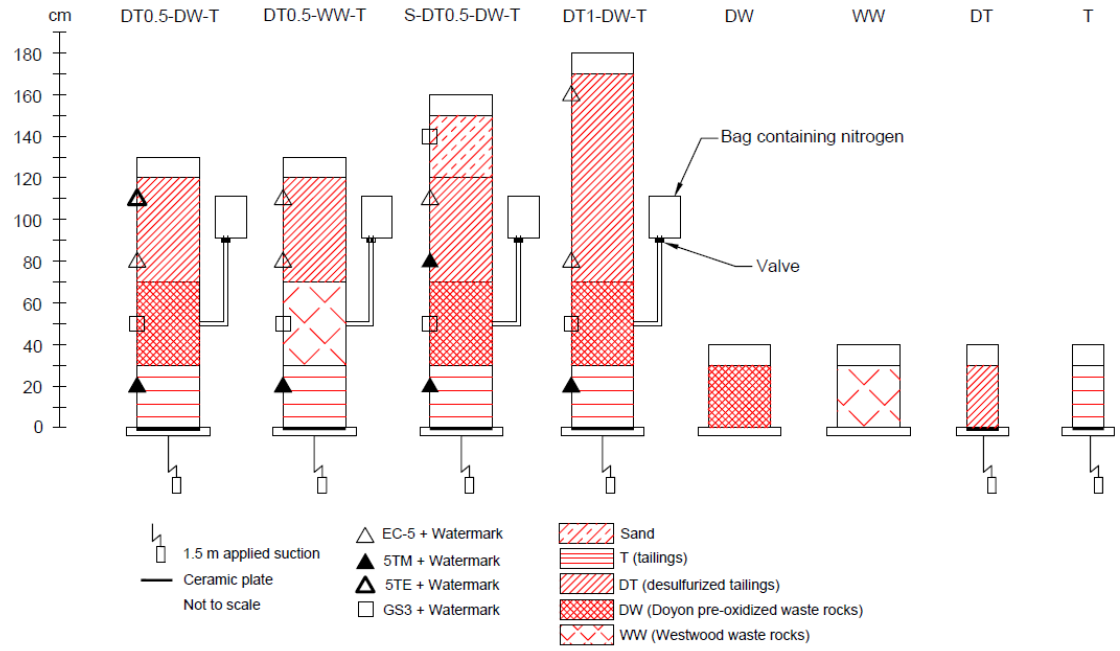

Figure 4.1 : Configuration and instrumentation of the column tests.

4.3.2 Tests and monitoring

Columns were subjected to eight wetting/drainage cycles. During the wetting phase, 20 L (i.e., 280 mm) of deionized water were poured at the top of each column to flush the system (2 to 7 L for the reference columns). The drainage period lasted for 2 weeks for the first 3 cycles (to favor saturation of the MRL) and 4 weeks for the remaining 5 cycles.

Leachates were collected and analyzed for various geochemical parameters. The pH was obtained with a Thermo Scientific Orion Green pH electrode (± 0.02), which was calibrated with pH 4, 7, and 10 standards. A Cole Parmer Oakton Epoxy probe (Symphony meter, ± 0.05%) was used to determine the redox potential (Eh), and an Oakton SS rings PP and ultem-body electrode (± 0.5%) was used to measure the electrical conductivity. Alkalinity and acidity were measured with a Metrohm 848 Titrino plus automatic titrator. ICP-AES analyses were carried out for all leachate samples to obtain elemental concentrations.

4.4 Results and interpretation

The evolution of the columns' hydrogeological properties and water qualities over the eight wetting/drainage cycles are presented in the following sections. The results were interpreted in order to assess the development of capillary barrier effects and the materials' reactivities in the different columns.

4.4.1 Hydrogeological behavior

4.4.1.1 Column monitoring

The volumetric water content (θ) and suction in the columns were measured once a week. Figure 4.2 shows the evolution of the degree of saturation (S_r) at different elevations in the columns during the test. The S_r was evaluated using the measured θ and the average porosity (n) measured when setting up the experiment ($S_r = \theta/n$, see Table 1). In figure 4.2, the probe locations are specified from the bottom of the column and the vertical lines indicate the beginning of each cycle.

In a CCBE, a minimal degree of saturation of 85% is usually targeted for the MRL to control oxygen migration and avoid the development of AMD (Yanful 1993; Aubertin et al. 1995). This goal was achieved across the entire experiment for columns DT0.5-DW-T, S-DT-0.5-DW-T, and DT1-DW-T. Degrees of saturation were slightly lower in DT0.5-WW-T, but 88% of the time they still remained higher than 80%. Furthermore, the base of the MRL remained at or above $S_r = 85\%$ throughout the test. This column showed desaturation at the top of the MRL in cycle 4, down to S_r = ~70%, but this single event appeared to be resolved in the following cycles and was not considered as typical behavior of the system.

Desaturation of the MRL was more significant in the longer drainage periods (in cycles 4 to 8). In DT0.5-DW-T the S_r dropped from 98-100% during cycles 1-3 to 86-90% during cycles 4-8. The lowest value was observed at the top of the MRL at the end of cycle 4. Column DT0.5-WW-T showed lower S_r values (between 78 and 89%), likely indicating that the water recharge was not sufficient enough to saturate the MRL. S-DT0.5-DW-T and DT1-DW-T showed higher and more consistent S_r values.

Figure 4.2 also presents the minimum, maximum, and mean suction values measured over the testing period. The lowest values (~ 0 to 2 kPa) were always captured right after a wetting event,

when the columns were close to complete saturation. Suction increased gradually during the cycles due to drainage and evaporation. The highest values were measured at the end of the draining period, and varied depending on the material and the elevation of the sensor. The maximum suction in the bottom T layers ranged from 15 to 18 kPa, and the values increased in the upper layers to 30 to 35 kPa in DT0.5-DW-T, DT0.5-WW-T, and DT1-DW-T. Suctions up to 48 kPa were observed in the top sand layer of column S-DT0.5-DW-T. As previously mentioned, a 1.5 m suction (14.7 kPa) was imposed at the base of the cover columns.

Suction and volumetric water content were both in accordance with the WRC of the different materials. In both tailings, the θ were close to the porosity (i.e., S_r = ~ 100%) for suction values usually less than the ψ_a of each material (35 and 41 kPa for DT and T, respectively). For the two waste rocks, DW and WW, volumetric water contents and corresponding S_r values were much lower than in the tailings due to their lower water retention capacity. Typically, the S_r in DW was ~ 45%, while WW showed more consistent values around 20%. This can be explained by the lower water retention capacity of WW compared to DW (ψ_a of 1 kPa and 3 kPa for WW and DW, respectively) and by the higher suctions measured in the column with WW as the CBL. These low S_r values reduce the hydraulic conductivity of the materials, thus, reducing downward water movement and increasing the S_r of the MRL (Bussière et al. 2003).

The sand layer in column S-DT0.5-W-T was added to help maintain the MRL at a high S_r by reducing the effect of evaporation. During the wetting phase the sand layer was saturated; subsequently, it drained to S_r = ~ 30%. Less variations in θ were observed at the top of the MRL, which also remained at a S_r > 95%. Evaporation led to higher suctions at the top of the MRL in the covers without sand protection (3 to 5 kPa higher); Sand's capacity to act as an efficient evaporation barrier was observed in a number of other studies (e.g., Wilson et al. 1997; Bussière et al. 2007)

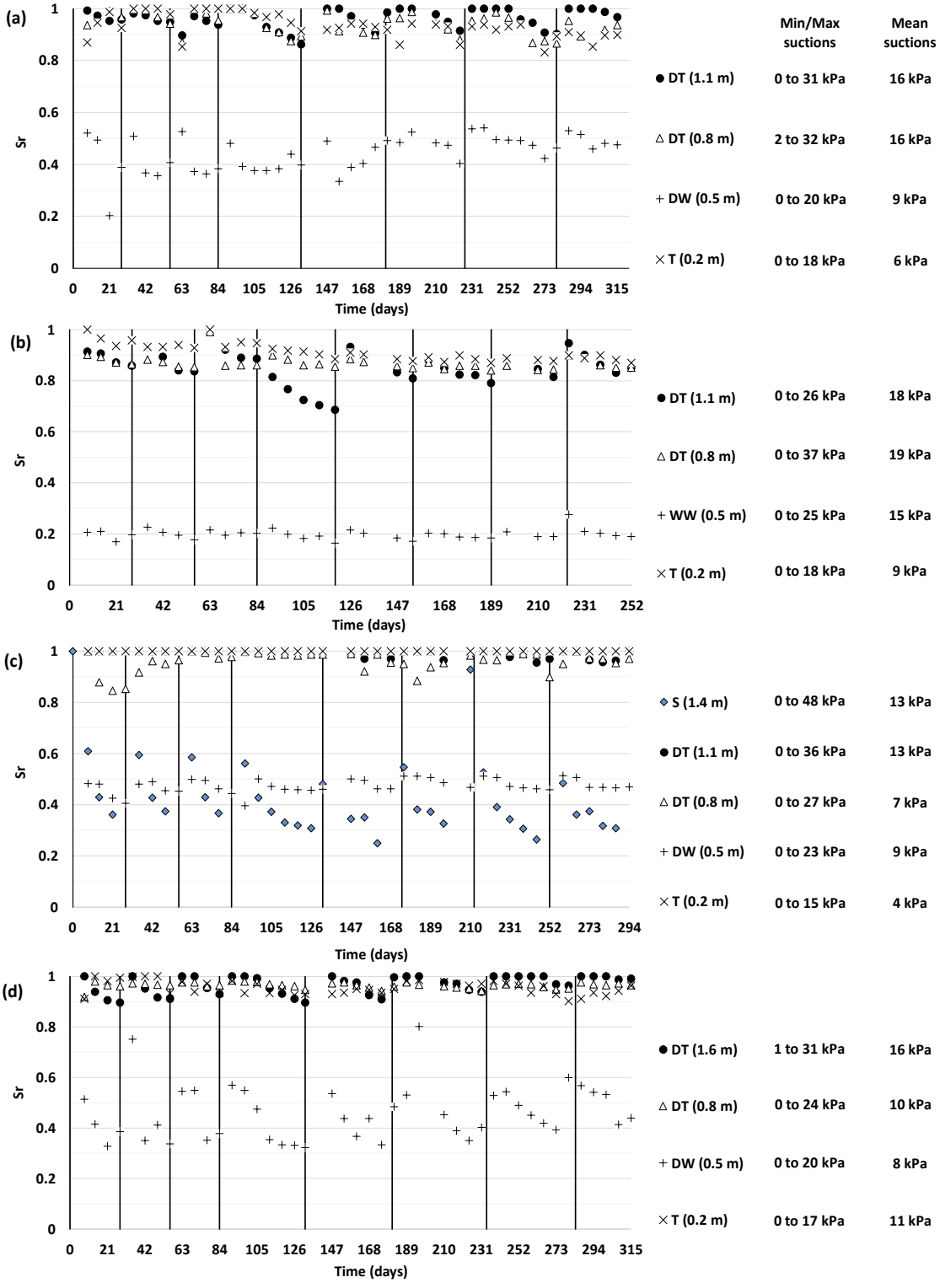

Figure 4.2 : Degrees of saturation in the column tests: (a) DT0.5-DW-T, (b) DT0.5-WW-T, (c) S-DT0.5-W-T, and (d) DT1-W-T. Vertical lines identify the beginning of every cycle.

4.4.1.2 Column dismantlement

At the end of the testing period the columns were dismantled in layers. Gravimetric water contents and porosity were measured. figure 4.3 shows the mean θ values (calculated from the gravimetric water content, porosity, and specific gravity of each material) in the columns in comparison with the sensor data taken right before the dismantling. The horizontal dashed red lines mark the different layers. Measurement uncertainty was estimated to be approximately 25% taking into account weighing, measuring, and handling errors. Overall the probes seem to slightly overestimate the θ (average of 0.04 over the measurements during dismantlement), however both measurements followed the same trends, which supports the previously observed behavior of the systems. Porosities at the end of the test were similar to initial values.

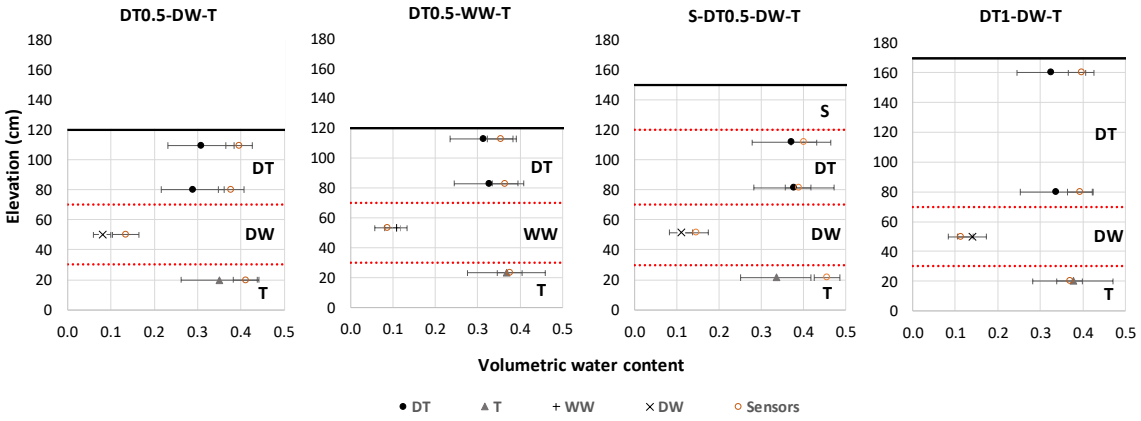

Figure 4.3 : Mean volumetric water contents measured during column dismantlement compared to values from the probes.

4.4.1.3 Comparison with prior studies

As expected, the MRLs showed high S_r values that were similar to values observed in other studies using tailings or silts (e.g., Bussière et al. 2004, 2007; Aubertin et al. 1995). Overall, the hydrogeological data captured in the column tests revealed a behavior typical of an effective CCBE with a high S_r in the MRL and low S_r in the overlying and underlying coarse-grained layers.

Kalonji-Kabambi et al. (2017) showed that capillary barrier effects can develop between tailings and an underlying waste rock layer. The coarse material used by Kalonji-Kabambi et al. (2017) is

similar to the DW material in this study, with an ψ_a of 4.3 cm and a porosity of 0.39 (The ψ_a and n of DW were 3 cm and 0.37, respectively). For a 40-cm waste rock layer with a 0-50 mm particle-size distribution and a 50 cm MRL, Kalonji-Kabambi et al. (2017) measured fairly constant θ values between 0.04 and 0.08 (S_r = ~10 to 25%) in column tests. The DW sample showed a comparable behavior, with higher S_r values, likely because more water was added during the setting in the present study (280 mm vs. 100 mm in Kalonji-Kabambi et al. 2017). The WW sample remained at S_r = 20% throughout the test. Similar behavior was observed in studies with sand as CBL (e.g., Bussière et al. 2007; Maqsoud et al. 2009).

The hydrogeological behavior observed in the present study for the waste rocks in the CBLs were also similar to numerical predictions made by Pabst et al. (2018). This study simulated a bi-layer cover with a 1-m waste rock layer below tailings. Two waste rocks were tested, both with porosities of 0.25 and ψ_a similar to or slightly higher than DW and WW (approximately 4 and 15 cm). Degrees of saturation between 20 and 40% were predicted in the waste rock layers during summer for average field conditions. The DW presented S_r values up to 50% at the end of the drainage period, but laboratory conditions supplied the columns with more water than would be realistic in the field. In general, DW and WW showed S_r values between 20 and 50%, which is similar to data from numerical models.

4.4.2 Geochemical behavior

4.4.2.1 Water quality evolution

Chemical analyses were performed on the leachates collected at the base of all the columns after each wetting phase. The total volume of water recovered after the wetting period corresponded to approximately 80% of the initial volume added (20 L). Figure 4.4 shows the results for pH, acidity, and alkalinity. All leachates from the CCBE columns had fairly stable pH values that were near neutral with the exception of reference column DW in which the pH was around 2 for the eight cycles. Acidity was significantly higher for DW than the other columns, with values between 1000 and 10 000 mg $CaCO_3$/L compared to ~10 mg $CaCO_3$/L in the other tests. The acidity in leachates from DW decreased over time; the acidity at cycle 8 was half the value measured at cycle 2. The alkalinity in leachates from DW was zero over the testing period (not shown in figure 4.4). The alkalinity for the other materials was between 10 and 100 mg $CaCO_3$/L. Leachates from the T, DT,

and WW reference columns were more similar to the CCBE columns, while leachates from DW were more acidic.

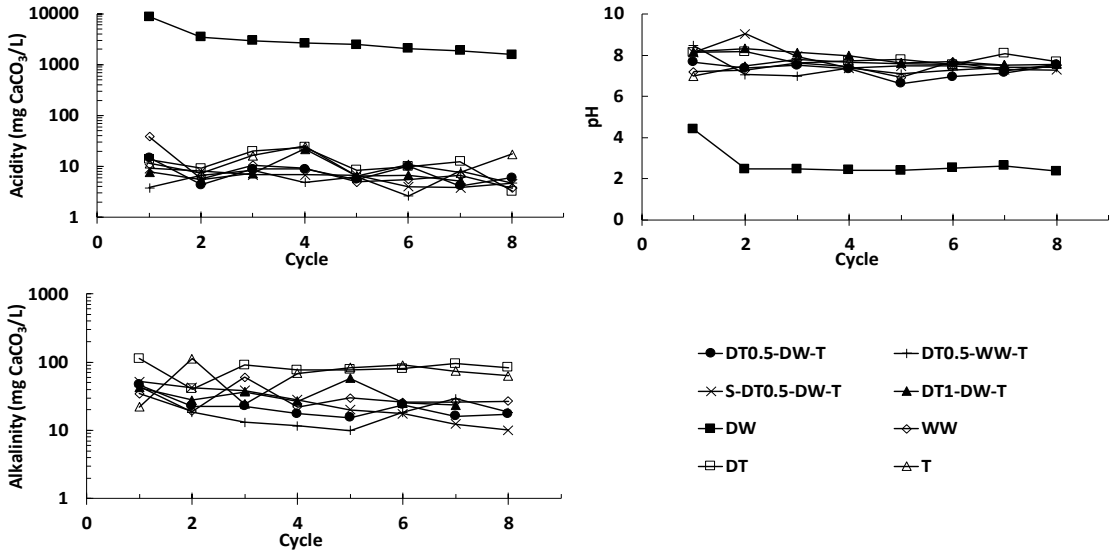

Figure 4.4 : pH, acidity, and alkalinity of leachates for CCBE and reference columns.

Figure 4.5 presents sulfate, Ca, Fe, Zn, and Cu concentrations in the leachates along with the electrical conductivity. Sulfate concentrations were calculated from total S concentrations by assuming that all S was present as sulfate. This assumption was verified and validated through ion chromatography analyses during cycles 6 and 8 (Larochelle 2018).

The four CCBE columns yielded similar geochemical results. Concentrations of about 2000 mg/L of sulfates and 600 mg/L of calcium were observed, while metal concentrations remained relatively low (Fe ~ 0.05 mg/L and Zn ~ 0.1 mg/L). Cu concentrations were generally below the limit of detection by ICP-AES.

In reference column DW, sulfate concentrations reached values over 10 000 mg/L at the beginning of the test. Sulfate concentrations decreased significantly throughout the experiment to approximately 3000 mg/L at cycle 8. Copper concentrations around 15 mg/L were also observed, and concentrations of other metals were significantly higher in this reference column (Fe ~ 300 mg/L, Zn between 20 and 30 mg/L). Ca concentrations around 400 mg/L suggest carbonate dissolution, even if these concentrations were not sufficient to neutralize the acid produced from sulfide oxidation. The electric conductivity was generally higher than 5 mS/cm, indicating a highly-charged solution.

Reference column T behaved similarly to the CCBE columns, except for slightly higher Cu and Zn concentrations (~ 0.02 mg/L and ~ 0.6 mg/L, respectively). The DT generated over 2000 mg/L of sulfate at the beginning of the test, despite only containing 0.2% pyrite. However, sulfate concentrations decreased progressively to ~100 mg/L at cycle 8. Ca concentrations also decreased from 500 mg/L to 65 mg/L over the same period. Previous studies have shown similar trends that were explained by surface coating that reduces reaction rates with time and by the depletion of fine pyrite particles in the initial cycles (e.g., Benzaazoua et al. 2004).

The top sand layer did not lead to a significant differences in the geochemical behavior S-DT0.5-DW-T with respect to the other CCBE tests. Under laboratory conditions (i.e., with a large water supply), the water qualities for the different scenarios were similar despite greater desaturation of the MRLs in the columns without a sand layer. Upon dismantling the CCBE columns, ICP-AES analyses were performed on samples from each layer, but they did not reveal any significant chemical changes in the tested materials.

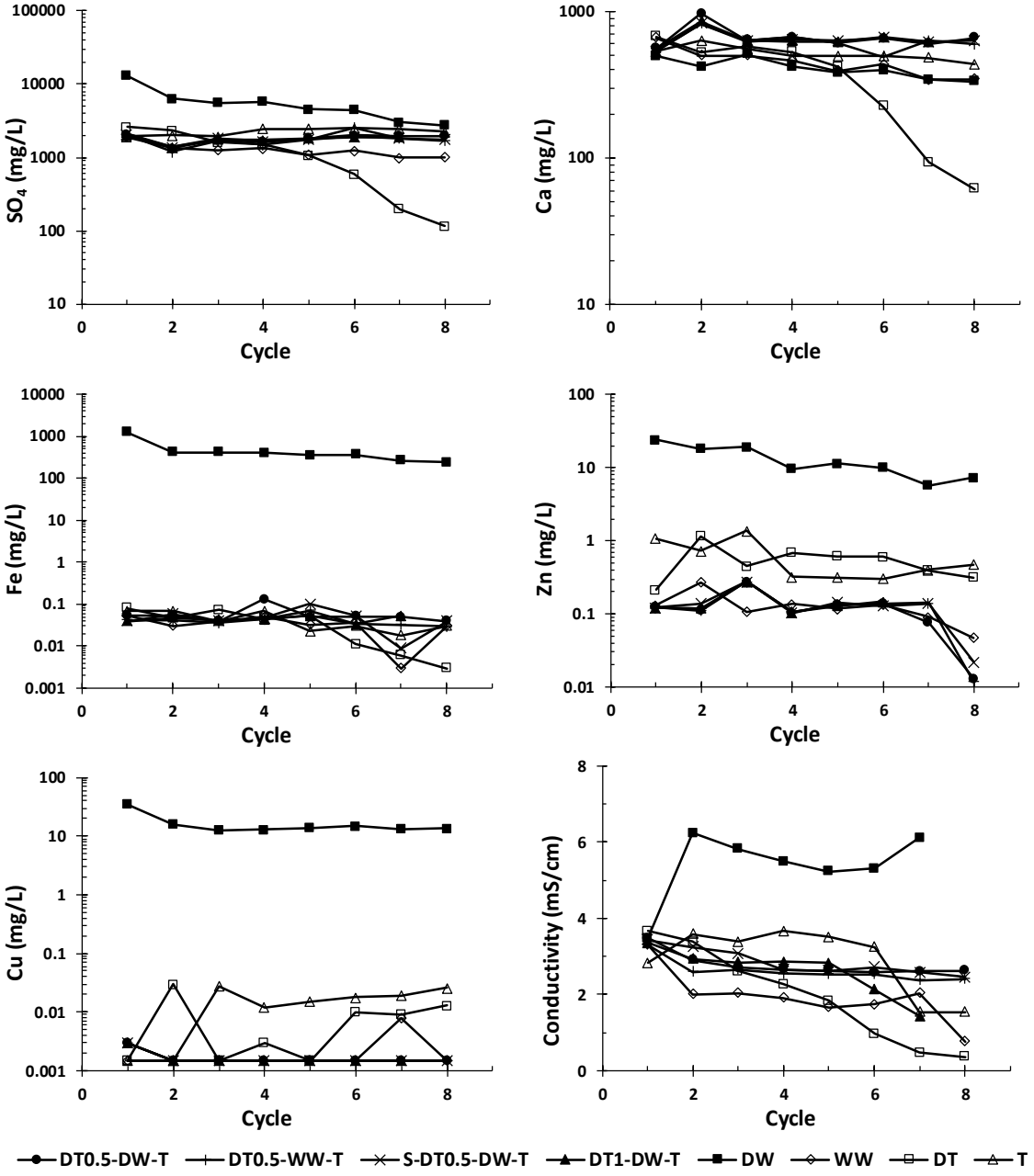

Figure 4.5 : Metal concentrations (mg/L) and electrical conductivity (mS/cm) measured in the column leachates.

4.4.2.2 Materials' acid-generation potentials

According to the net neutralization potential calculated in Section 2.1, low pH values were expected for DW and T. However, the T reference column was not acid-generating during the testing period. A similar behavior was observed on the same material by others, who reported a lag time, or delay, until the onset of acid generation (Demers et al. 2008; Benzaazoua et al. 2008).

The oxidation neutralization curve (an approach proposed by Benzaazoua et al. 2004) is constructed by plotting the sum of the concentrations of presumed neutralization products (Ca, Mg, and Mn) versus the concentrations of oxidation products (sulfate) measured in leachates (figure 4.6). This approach allows for the extrapolation of relatively short-term laboratory results to a long-term behavior of materials that have an uncertain acid-generation potential (T, DT, WW). This is accomplished by comparing the initial content of these elements measured in the solids to the amounts measured in the leachates collected during the kinetic tests (reference columns). If the point representing the initial composition lies below the curve representing the leachates, as for T, the total oxidation products exceed the neutralization products and the material should generate acid in the long term. Following the same logic, if the initial point lies above the curve, as for DT and WW, then the material should remain non-acid generating over time.

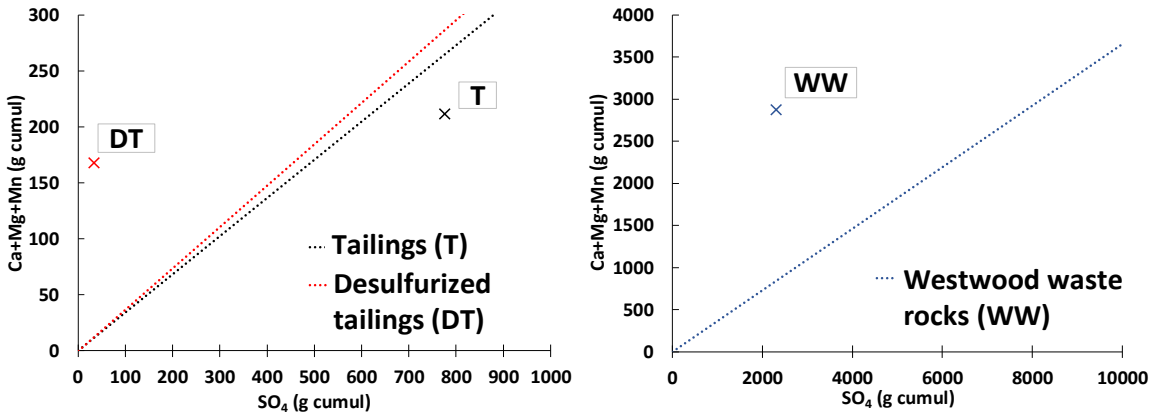

Figure 4.6 : Extrapolation of the oxidation neutralization curve and initial composition of tailings T.

4.5 Discussion

Geochemical data, volumetric water contents, and oxygen fluxes were used to further assess the performance of the cover scenarios.

4.5.1 The effect of covers on the geochemical behavior of acid-generating waste rocks

The capillary barrier effects observed between materials DT and DW successfully contributed to maintaining a high degree of saturation in the MRL, thus controlling oxygen migration to the layers below. Additionally, chemical analyses of the leachates showed that adding a layer of DT over the acid-generating waste rocks had a positive effect on water quality. Both hydrogeological and geochemical data indicated a good performance of the covers.

Significant improvement in the amount of contaminants generated by the DW waste rocks was observed when it was used as the support layer in the covers. All tested scenarios showed circumneutral pH values and low metal concentrations, while the DW reference column produced highly contaminated, acidic waters. No assessment can be made on the covers impact to reduce contamination from tailings T, since this material's reference column did not start generating acidity during the testing period.

Figure 4.7 compares Zn release rates (in mg/kg) in the reference columns (T, DT, and DW) to those of column DT0.5-DW-T. This cover column was considered to be representative of the three tested covers with a DW layer, since the geochemical responses of these covers were similar.

Zinc has a high mobility and is often a problematic element in AMD (ex: Blowes and Jambor 1990; Dagenais et al. 2001; Éthier 2018). In this study, it was used as a performance indicator for water quality, since it is found in measurable concentrations in all columns. Figure 4.7 shows that Zn concentrations are higher in the reference columns than in DT0.5-DW-T. At cycle 8, the cumulative Zn concentration in the cover column was 0.084 mg/kg, while in column DW the cumulative normalized concentration was 7.284 mg/kg. This confirms that the cover contributes to limit water contamination.

Reference columns T and DT also generated higher cumulative normalized Zn concentrations than the cover column (0.733 mg/kg for T and 0.811 mg/kg for DT). After 8 cycles the materials

combined together in a CCBE generated less contamination than they do individually. This can be explained, at least in part, by the high degree of saturation in the MRL and in the bottom T layer (Bouzahzah et al. 2010).

Cover efficiency was evaluated to quantify improvements to water quality. Columns DT0.5-DW-T, S-DT0.5-DW-T, and DT1-DW-T are compared with the DW reference column. The efficiency of the covers in reducing metal concentrations leached from the waste rocks was calculated using the following equation (Bussière et al. 2004; Demers 2008):

$$Efficiency\ (\%) = 100 \times \left(1 - \frac{Cumulative\ mass\ in\ cover\ column\ leachates}{Cumulative\ mass\ in\ the\ DW\ column\ leachates}\right) \quad (4.1)$$

Efficiency was calculated for Cu, Fe, Al and Zn. Efficiencies were 99% and greater for the three cover columns with a DW layer. Reductions in Cu and Fe concentrations, which are oxidation products of chalcopyrite and pyrite, indicate that contaminant generation in the pre-oxidized waste rock (DW) layers is controlled.

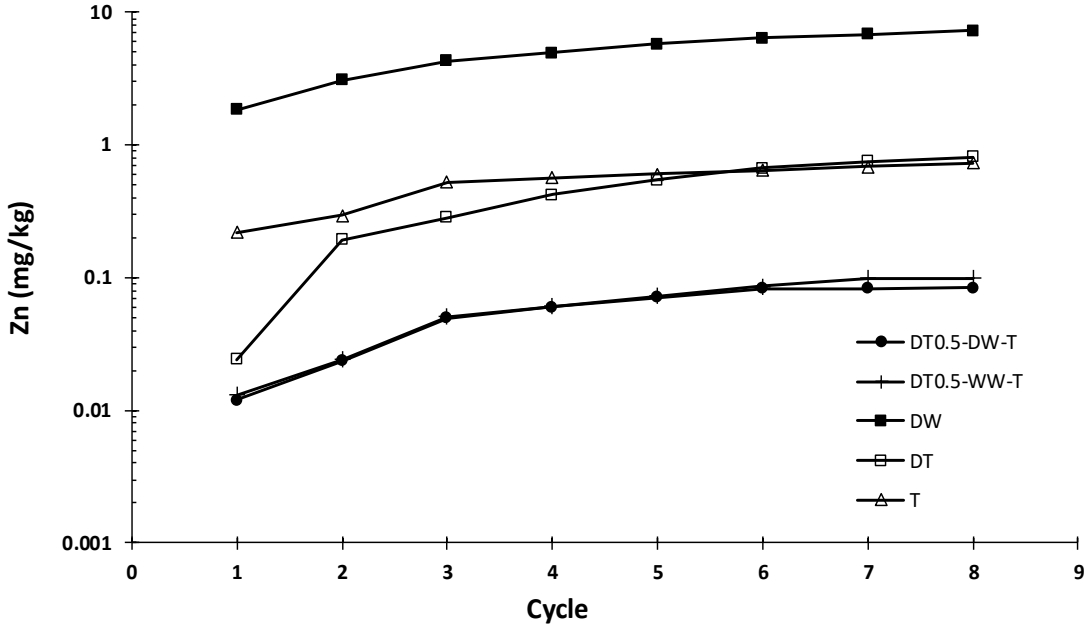

Figure 4.7 : Cumulative Zn concentrations in the leachate relative to the total mass of material in the DT0.5-W-T and reference columns.

4.5.2 The effect of waste rock type on the geochemical behavior of covers

The CBL in column DT0.5-WW-T was built with WW instead of DW to evaluate the influence of using a bottom CBL with a different mineralogy and acid-generating potential. Static and kinetic tests (reference columns), as well as the WW oxidation-neutralization curve, showed that WW was non-acid-generating or in the uncertainty zone, while DW was highly acid-generating.

DT0.5-DW-T and DT0.5-WW-T showed similar geochemical results (figures 4.3 and 4.4). Leachates from both columns were around circumneutral with low acidities and metals concentrations. They also presented similar trends for Zn concentrations (figure 4.7), suggesting that the two systems performed similarly with respect to controlling contaminant production. Changing the waste rock type in the cover did not influence the water quality over the testing period, even if the materials individually showed completely different geochemical behaviors.

Overall, the results show that the cover limited contaminant generation from DW. Thus, in this particular case, DW could be used in a CCBE as the CBL.

4.6 Final remarks

Laboratory column tests were performed to evaluate the impact of using pre-oxidized waste rocks as the CBL in a CCBE below an MRL constructed from desulfurized tailings. The DW waste rocks displayed a geochemical behavior characteristic of an acid-generating material when tested individually (i.e., high acidity and metal concentrations). However, when used in various CCBE scenarios, contamination from DW was successfully reduced. The pH remained near neutral throughout the testing period, resulting in low dissolved metal concentrations. Column DT0.5-WW-T showed that similar water quality could be obtained using non-acid-generating waste rocks in the CBL.

The degree of saturation in the MRLs usually remained over 85-90% throughout the tests. Since the effectiveness of a CCBE depends on maintaining a high degree of saturation in the MRL, protecting this layer with a sand layer that would limit excessive evaporation in the field could help to avoid losses in performance through extended periods without precipitation (Demers et al 2010).

The results of this study demonstrate that the use of pre-oxidized/acid-generating waste rocks as a CBL in a CCBE should be considered as a viable option for mine site reclamation. Using waste

rocks in a cover would have numerous advantages, including reducing: the volume of material stored in waste rock piles, the environmental footprints of a mine, and the costs of implementing a CCBE as a reclamation scenario. Furthermore, this approach would valorize a material that is currently considered to be problematic during and after mining operations. However, uncertainties remain concerning the long-term performance of covers with reactive waste rocks as CBLs. Furthermore, every site would produce different waste rocks with different mineralogical characteristics and reactivities. Thus, this option could not be implemented without thorough, site-specific testing. Additionally, it is recommended to test the hydrogeochemical behavior of reactive waste rocks used in CCBEs on a larger scale with field experimental cells exposed to realistic climatic conditions (e.g. Aubertin et al. 1999; Bussière et al. 2007).

4.7 References

Aachib, M., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2004). Measurement and Prediction of the Oxygen Diffusion Coefficient in Unsaturated Media, with Applications to Soil Covers. *Water, Air, and Soil Pollution, 156*(1), 163-193.

Aguilar, J., Dorronsoro, C., Fernández, E., Fernández, J., García, I., Martín, F., et al. (2004). Soil pollution by a pyrite mine spill in Spain: evolution in time. *Environmental Pollution, 132*(3), 395-401.

ASTM (2007). Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter (ASTM D5856). *ASTM International*.

ASTM (2007). Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils (ASTM D422). *ASTM International*.

ASTM (2014). Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer (ASTM D854). *ASTM International*.

ASTM (2016). Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using Hanging Column, Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, or Centrifuge. *ASTM International*.

ASTM (2017). Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System). *ASTM International*.

Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.-M., Gagnon, D., Barbera, J.-M., et al. (1999). Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers Phase II_Essais en place. *MEND/NEDEM 2.22.2c*.

Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., & Mbonimpa, M. (2016). *Review of reclamation techniques for acid generating mine wastes upon closure of disposal sites.* Paper presented at the Geo-Chicago: Sustainability, Energy and the Geoenvironment, Chicago, August 14-18

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. *MEND/NEDEM 2.22.2a*.

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), 1104-1122, doi:10.1139/t03-054.

Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A. M., & Archambault, M. (2004). Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. *Environmental Geology, 46*(8), 1086-1101, doi:10.1007/s00254-004-1113-1.

Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, É., & Blier, A. (2008). Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerals Engineering, 21*(4), 330-340, doi:https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.012.

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, 60*(1), 57-74, doi:https://doi.org/10.1016/S0301-7516(00)00006-5.

Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., & Weisener, C. G. (2003). 9.05 - The Geochemistry of Acid Mine Drainage A2 - Holland, Heinrich D. In K. K. Turekian (Ed.), *Treatise on Geochemistry* (pp. 149-204). Oxford: Pergamon.

Boulanger-Martel, V. (2015). *Performance d'une couverture avec effets de barrière capillaire faite de mélanges gravier-bentonite pour contrôler la migration d'oxygène en conditions nordiques*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada),

Bouzahzah, H. (2013). *Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide*. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue,

Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., & Bussière, B. (2010). *A modified protocol of the ASTM normalized humidity cell test as laboratory weathering method of concentrator tailings.* Paper presented at the International mine water association, mine water and innovative thinking, Sydney, NS, Canada,

Bradham, W., & Caruccio, F. T. (1990). *A comparative study of tailings analysis using acid/base accounting, cells, columns, and soxhlets.* Paper presented at the Mining and reclamation conference and exhibition, Charleston, WV, April

Bussière, B. (1999). *Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques*. École Polytechnique, Montréal (Canada),

Bussière, B., Aubertin, M., & Chapuis, R. P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal, 40*(3), 512-535, doi:10.1139/t03-001.

Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., & Chapuis, R. P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal, 44*(3), 245-265, doi:10.1139/t06-120.

Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology, 45*(5), 609-622, doi:10.1007/s00254-003-0919-6.

Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., & Julien, M. (2006). *Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec* (Vol. 1).

Chapuis, R., Masse, I., Madinier, B., & Aubertin, M. (2007). A Drainage Column Test for Determining Unsaturated Properties of Coarse Materials. *Geotechnical Testing Journal, 30*(2).

Dagenais, A., Marie, Michel, A., Bussière, B., & Martin, V. (2005). *Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage.*

Dagenais, A. M. (2005). *Techniques de contrôle du drainage inier acide basées sur les effets capillaires*. École Polytechnique, Montréal (Canada),

Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., & Cyr, J. (2001). *Monitoring at the Lorraine Mine Site: A Follow-Up on the Remediation Plan.* Paper presented at the National Association of Abandoned Mine Land Programs Annual Conference, Athens, Ohio,

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

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., & Blier, A. (2008). Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering, 21*(4), 317-329, doi:https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.006.

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., & Blier, A. (2010). Preliminary optimization of a single-layer coer made of desulfurized tailings: application to the Doyon Mine tailings impoundment. *Society of Mining, Metallurgy, and Exploration Annual Transactions, 326*, 21-33.

Éthier, M.-P. (2018). *Évaluation de la performance d'un système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d'un parc à résidus miniers abandonné*. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue,

Fredlund, D. G., Rahardjo, H., & Fredlund, M. D. (2012). *Unsaturated soil mechanics in engineering practice*.

Gosselin, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2007). *Évaluation de l'effet du degré de saturation sur la consommation d'oxygène dans des résidus miniers sulfureux.* Paper presented at the Geo Ottawa, Ottawa, Canada,

Gray, N. F. (1997). Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environmental Geology, 30*(1), 62-71.

Han, Y.-S., Youm, S.-J., Oh, C., Cho, Y.-C., & Ahn, J. S. (2017). Geochemical and eco-toxicological characteristics of stream water and its sediments affected by acid mine drainage. *CATENA, 148*, 52-59, doi:https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.11.015.

Hernandez, A. M. (2007). *Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à grannulométrie étalée*. École Polytechnique, Montréal (Canada),

Jacobs, J. A., Lehr, J. H., & Testa, S. M. (2014). *Acid Mine Drainage, Rock Drainage, and Acid Sulfate Soils : Causes, Assessment, Prediction, Prevention, and Remediation*. Somerset, UNITED STATES: John Wiley & Sons, Incorporated.

Kalonji-Kabambi, A. K., Bussière, B., & Demers, I. (2017). Hydrogeological Behaviour of Covers with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials. *Geotechnical and Geological Engineering, 35*(3), 1199-1220, doi:10.1007/s10706-017-0174-3.

Larochelle, C. G. (2018). *Stérile miniers générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire* M.Sc.A. thesis, École Polytechnique de Montréal (in extension at Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue), Montréal (Canada).

Lessard, F. (2018). *Évaluation de couverture isolantes avec effets de barrière capillaire faites de résidus désulfurés afin de contrôler le drainage miniers en conditions nordiques*. M.Sc.A. thesis, École Polytechnique de Montréal (in extension at Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue), Montréal (Canada).

Maqsoud, A., Bussière, B., & Mbonimpa, M. (2009). *Transient hydrogeological behaviour of the LTA cover with capillary barrier effects.* Paper presented at the GeoHalifax, Halifax, Canada,

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical & Geological Engineering, 20*(3), 235-259, doi:10.1023/A:1016046214724.

MEND (2001). MEND MANUAL. *MEND/NEDEM 5.4.2*.

MEND (2009). Report 1.20.1 Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials.

Merkus, H. G. (2009). *Particle Size Measurements: Fundamentals, Practice, Quality*: Springer Netherlands.

Miller, S. D., Jeffery, J. J., & Wong, J. W. C. (1991). *Use and Misuse of the Acid-Base Account for AMD Prediction.* Paper presented at the 2nd International conference, Abatement of acidic drainage, Montreal, Canada,

Morin, K. A., & Hutt, N. M. (2001). *Environmental Geochemistry of Minesite Drainage: Practical Theory and Case Studies*. Vancouver: MDAG Pub.

Nicholson, R., Gillham, R. W., Cherry, J. A., & Reardon, E. J. (1989). *Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers* (Vol. 26).

Nordstrom, D. K., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2015). Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry, 57*, 3-16, doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.02.008.

Pabst, T. (2011). *Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés*. École Polytechnique, Montréal (Canada),

Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M., & Molson, J. (2018). Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of Contaminant Hydrology, 214*, 39-53, doi:https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2018.05.006.

Peregoedova, A. (2012). *Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire*. École Polytechnique, Montréal (Canada),

Ricard, J.-F., Aubertin, M., McMullen, J., Pelletier, P., & Poirier, P. (1999). *Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada.* Sudbury,

Rimstidt, J. D., & Vaughan, D. J. (2003). Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta, 67*(5), 873-880, doi:https://doi.org/10.1016/S0016-7037(02)01165-1.

Shock, C. C., & Wang, F.-X. (2011). Soil water tension, a powerful measurement for productivity and stewardship. *HortScience, 46*(3).

Sracek, O., Choquette, M., Gélinas, P., Lefebvre, R., & Nicholson, R. V. (2004). Geochemical characterization of acid mine drainage from a waste rock pile, Mine Doyon, Québec, Canada. *Journal of Contaminant Hydrology, 69*(1), 45-71, doi:https://doi.org/10.1016/S0169-7722(03)00150-5.

SRK (1989). Draft acid rock drainage technical guide Volume 1. In M. a. P. R. Ministry of Energy (Ed.). British Columbia, Canada.

Van Genuchten, M. (1980). *A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils1* (Vol. 44).

Van Genuchten, M., Leij, F. J., & Yates, S. R. (1991). *The RETC Code for Quantifying Hydraulic Functions of Unsaturated Soils*.

Vick, S. G. (1990). *Planning, design, and analysis of tailings dams*: BiTech.

Wilson, G. W., Fredlund, D. G., & Barbour, S. L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal, 34*(1), 145-155, doi:10.1139/t96-078.

Yanful, E. K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *Journal of Geotechnical Engineering*, doi:10.1061/(ASCE)0733-9410(1993)119:8(1207).

Yanful, E. K., Simms, P. H., & Payant, S. C. (1999). Soil Covers for Controlling Acid Generation in Mine Tailings: a Laboratory Evaluation of the Physics and Geochemistry. *Water, Air, and Soil Pollution, 114*(3), 347-375, doi:10.1023/A:1005187613503.

CHAPITRE 5 DISCUSSION

Cette section présente des résultats complémentaires qui viennent valider l'interprétation présentée au chapitre précédent. Dans un premier temps, une modélisation hydrogéologique de la colonne C3 vise à confirmer que les résultats obtenus correspondent à ceux prédits par la théorie de l'écoulement de l'eau en milieu non saturé. Ensuite, un calcul d'équilibre thermodynamique réalisé pour chaque essai en colonne, incluant les colonnes de référence, ont permis de mieux comprendre les résultats de qualité d'eau. Enfin, la performance des recouvrements est discutée davantage à partir d'analyses supplémentaires portant sur la concordance des résultats hydrogéologiques des colonnes avec les CRE des matériaux et les flux d'oxygène traversant les couches de rétention d'eau des différents scénarios.

5.1 Modélisation hydrogéologique

Le logiciel SEEP/W de la suite GeoStudio (GEO-SLOPE International Ltd.) permet de simuler l'écoulement de l'eau en régime permanent et transitoire dans les matériaux et les ouvrages, saturés ou non, tels que des digues ou des recouvrements en sol pour la restauration d'un site minier, avec la méthode des éléments finis (ex : Bathe, 1996; Hughes, 2000). La géométrie du modèle peut être dessinée directement dans l'interface principale du logiciel, puis les matériaux et les conditions frontières sont définies et appliquées au modèle. La suite Geostudio (VADOSE/W jusqu'en 2017; SEEP/W; CTRAN/W) est utilisée régulièrement pour l'analyse de recouvrements monocouches ou multicouches de type CEBC (ex : Barbour et Yanful, 1994; Aubertin et al. 1995; Woyshner et Yanful, 1995; Bussière et al. 2003; Gosselin, 2007; Kalonji-Kabambi, 2014; Pétel, 2017; Pabst et al. 2018). Dans ce travail, le module SEEP/W est utilisé pour la modélisation hydrogéologique des essais en colonnes.

Un modèle SEEP/W a été réalisé pour la colonne C3 (figure 5.1) dans le but de valider les valeurs de teneur en eau expérimentales par rapport aux données théoriques calculées selon les propriétés des matériaux présentées au chapitre 3. La colonne a été tracée en 2D avec un maillage carré de 0,1 m. La largeur et la hauteur des couches de matériaux correspondent à la configuration de la colonne C3 au laboratoire (diamètre de la colonne = 30 cm). Les CRE tracées avec le modèle de van Genuchten (1980) (figures 3.5 à 3.8) ont été entrées dans le logiciel pour chaque matériau. Les fonctions de conductivité hydraulique ont été estimées dans SEEP/W par le modèle de van

Genuchten-Mualem (voir section 2.2.2.2) à partir de la CRE et de la k_{sat}. Elles sont présentées à l'annexe E.

Une première analyse en régime permanent (état initial) a été réalisée avec des conditions frontières qui permettent de saturer le système avec des pressions réalistes. À partir de cet état initial, une analyse transitoire permet de simuler les rinçages et les périodes de drainage sur une période de 294 jours, correspondant à la durée de l'essai au laboratoire. Chaque rinçage est simulé par un flux d'eau appliqué en haut de la colonne pour une demi-journée. Une charge de pression d'eau de -1,5 m au bas de la colonne permet de simuler la nappe phréatique. L'évaporation n'est pas prise en compte dans la simulation. Cette hypothèse (faite également par d'autres auteurs dans la littérature; ex : Bussière et al. 2007; Kalonji-Kabambi et al. 2016) est considérée acceptable considérant que la couche de sable du dessus devrait se drainer rapidement et protéger les couches sous-jacentes contre l'évaporation.

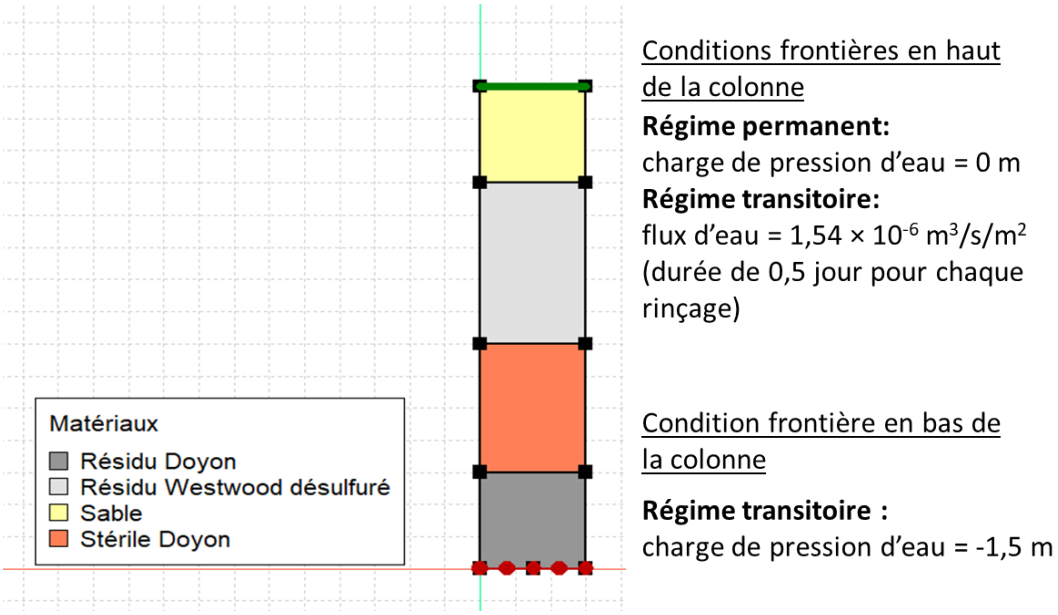

Figure 5.1 : Conditions frontières pour la modélisation de la colonne C3 dans SEEP/W

Les résultats de la simulation sont présentés à la figure 5.2. Les degrés de saturation ont été tracés en fonction du temps pour des points pris au centre du modèle et aux mêmes élévations que les sondes dans la colonne expérimentale. Dans l'ensemble, les résultats numériques obtenus valident les tendances générales observées au laboratoire. Tel qu'observé expérimentalement, les résidus ont un degré de saturation élevé (plus de 90 %) assez constant pour toute la durée du test et le stérile

et le sable présentent des valeurs plus faibles entre 20 et 50%. Une augmentation du degré de saturation est observée à chaque rinçage pour les deux matériaux grossiers en raison de l'ajout d'eau.

Bien que la modélisation SEEP/W actuelle soit considérée suffisante pour valider le comportement hydrogéologique général des colonnes, les variations observées entre les valeurs expérimentales et simulées démontrent l'importance de calibrer un modèle pour une utilisation plus poussée. Par exemple, le modèle actuel présente des degrés de saturation 10 à 30 % plus faibles dans le sable et le stérile que ceux mesurés expérimentalement. Il est possible que les propriétés des matériaux en place dans la colonne varient sensiblement par rapport aux caractéristiques déterminées expérimentalement et présentées au chapitre 3 (voir section 5.3.1). De plus, au laboratoire, l'eau prenait plus de temps à s'infiltrer dans les résidus (environ 1 semaine comparativement à moins d'un jour dans le modèle SEEP/W), donc le sable atteignait un état complètement saturé entre chaque rinçage, ce qui n'est pas observé dans les résultats SEEP/W. Un calibrage du modèle en ajustant les propriétés des matériaux et en variant les conditions frontières permettrait de l'utiliser pour prédire le comportement de la colonne C3 pour des conditions climatiques variées et ce, sur une plus longue période de temps.

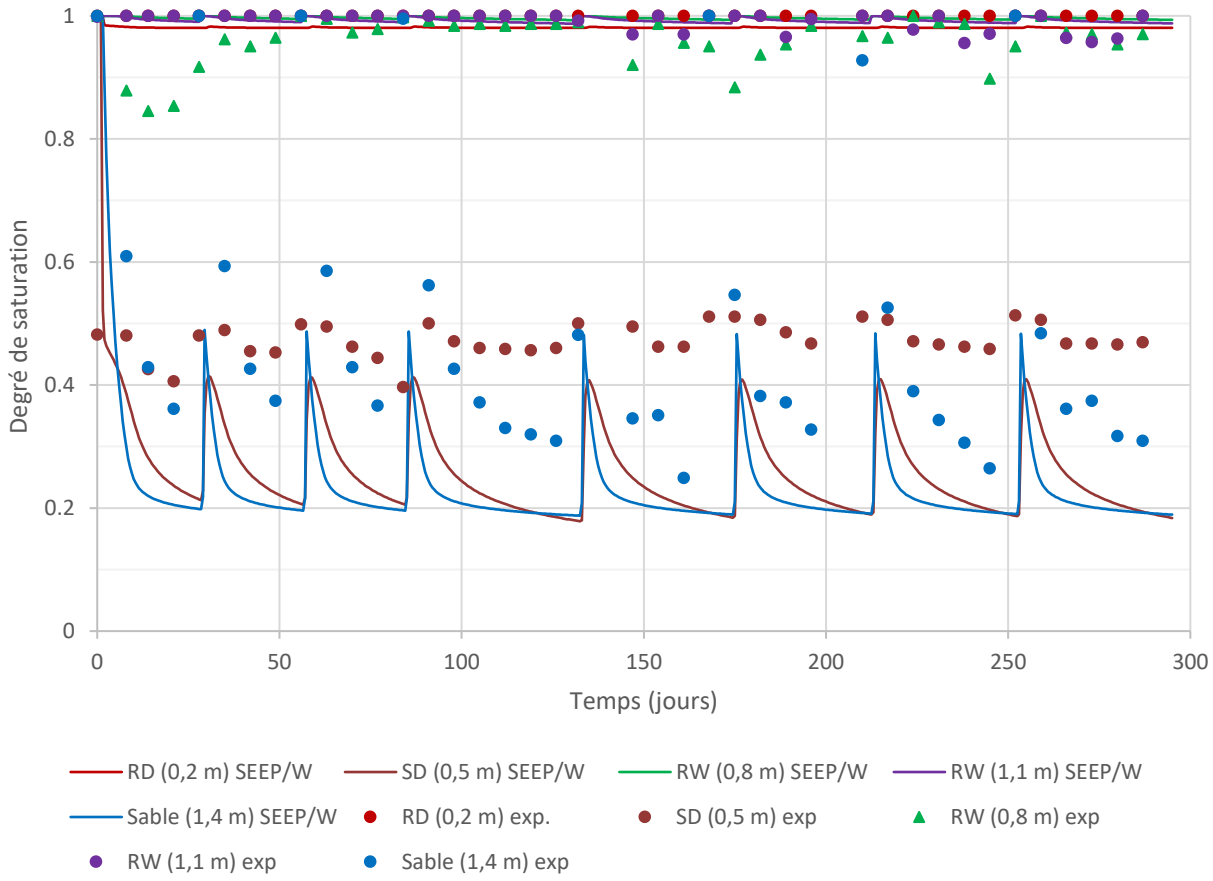

Figure 5.2 : Comparaison des résultats de la modélisation SEEP/W avec les degrés de saturation mesurés expérimentalement pour la colonne C3

5.2 Calcul d'équilibre thermodynamique

Le logiciel Visual MINTEQ 3.1 (Gustafsson, 2014) permet de réaliser des calculs d'équilibre thermodynamique des lixiviats des essais en colonnes à partir des qualités d'eau mesurées à chaque rinçage (ICP-AES, pH, Eh et alcalinité). Les données du problème peuvent être exportées ou importées avec Excel. Visual MINTEQ, ou son code parent MINTEQ 4.0 (Felmy et al. 1984), a été utilisé fréquemment pour l'analyse des lixiviats de recouvrements (ex : Yanful et al. 1999; Bussière et al. 2004; Dagenais et al. 2005; Demers, 2008; Pétel, 2017).

Les lixiviats de toutes les colonnes ont été modélisés avec Visual MINTEQ pour les 8 rinçages. Le logiciel calcule des indices de saturation (IS) qui indiquent si la précipitation (IS > 0) ou la dissolution (IS < 0) d'un minéral est favorisée. Dans le cadre de ce travail, on s'intéresse plus

particulièrement aux minéraux secondaires qui pourraient précipiter. Les indices de saturation positifs obtenus lors de la modélisation des colonnes sont présentés dans un tableau à l'Annexe F.

Pour les colonnes avec recouvrement (C1, C2, C3 et C4), les résultats de la modélisation montrent qu'il y a possiblement précipitation de plusieurs oxydes ou hydroxydes de fer, aluminium et magnésium (IS généralement entre 1 et 16, mais pouvant atteindre 30 pour certains oxydes dans la colonne C4). Les indices de saturation sont également positifs pour certains sulfates, tels que la jarosite (IS ≈ 1 à 9), le gypse (IS ≈ 0 à 0,5), l'alunite (IS ≈ 1 à 8) et la barite (IS ≈ 0,3 à 0,7). À partir du rinçage 4, la dissolution des carbonates est favorisée dans toutes les colonnes.

La modélisation indique que peu de minéraux secondaires seront précipités par le stérile Doyon seul. Le pH faible (≈ 2) du lixiviat de cette colonne de référence favorise la mise en solution des métaux, et donc la mobilité des contaminants. Les autres colonnes de référence (SW, RW et RD) présentent une précipitation possible d'oxydes/hydroxydes et de sulfates des mêmes types que ceux observés pour les colonnes avec recouvrements.

Le cuivre détecté dans les lixiviats des colonnes était sous la limite de détection de l'ICP-AES, il n'a donc pas été ajouté comme composante dans la modélisation Visual MINTEQ. À des fins de vérification, une deuxième modélisation a été réalisée pour la colonne C1 en indiquant une quantité de cuivre correspondant à la moitié de la limite de détection, soit 0,0015 mg/L. Les résultats montrent que s'il y avait présence de cuivre, il serait sous forme dissoute. Cela restreint la possibilité que du cuivre n'ait pas été détecté dû à la précipitation de minéraux secondaires. Rappelons que selon la minéralogie des matériaux, le cuivre est uniquement présent dans la chalcopyrite du stérile Doyon. L'absence de cuivre dans les lixiviats pourrait indiquer qu'il y a peu ou pas de d'oxydation de ce minéral sulfureux.

Ces résultats montrent que des minéraux secondaires devraient précipiter dans les colonnes avec recouvrements. Ainsi, il serait possible que des métaux lixiviés ou générés par le stérile pré-oxydé soient fixés sous forme d'oxydes ou d'hydroxydes. Par contre aucune précipitation localisée de ces minéraux n'a été observée visuellement lors du démantèlement des essais en colonnes. Une étude plus poussée de la minéralogie des matériaux et de la géochimie des essais en colonnes permettrait de mieux comprendre le comportement des recouvrements.

5.3 Complément d'information sur la performance des recouvrements

Cette section présente des analyses supplémentaires réalisées pour évaluer la performance des CEBC.

5.3.1 Correspondance des données hydrogéologiques des essais en colonnes avec les CRE des matériaux

Une validation de la qualité des résultats de teneurs en eau volumique et de succion mesurés dans un matériau peut être réalisées en comparant ces données avec la courbe de rétention d'eau dudit matériau déterminées expérimentalement ou prédites par des modèles (ex : Bussière et al. 2006). Les figures 5.3 à 5.6 présentent sur un même graphique, et pour chaque matériau, les données hydrogéologiques mesurées dans les essais en colonnes et des CRE représentatives du matériau. Les CRE ont été tracées avec les modèles MK ou MKs pour la porosité mesurée (note : ces modèles ont permis de bien prédire les résultats mesurés lors des essais en cellules de Tempe et du démantèlent par couche – voir section 3.3.4.2) ainsi que pour une porosité 10 % plus élevée et 10 % plus faible, afin de représenter les variations possibles de ce paramètre dans les colonnes. La précision des mesures de teneur en eau volumique est également indiquée sur les graphiques.

On observe des tendances similaires entre les valeurs expérimentales mesurées dans les essais en colonnes et les CRE des matériaux miniers. Pour les stériles, les teneurs en eau et/ou les succions expérimentales semblent être légèrement surestimées, mais les valeurs sont visuellement assez près de la courbe (figures 5.3 et 5.4). Pour les résidus, les valeurs expérimentales s'inscrivent bien dans l'intervalle de porosité proposé (figures 5.5 et 5.6).

Dans l'ensemble, les mesures de succion et de teneur en eau volumique correspondent bien aux CRE des différents matériaux, confirmant la validité des mesures prises dans les colonnes. Par contre, les figures 5.3 à 5.6 montrent également qu'il existe un certain écart entre les valeurs obtenues par les essais de caractérisation et les méthodes de prédiction des propriétés des matériaux. Par exemple, pour les résidus, la différence entre les données expérimentales et la CRE pourrait être expliquée par l'effet d'hystérésis (section 2.2.1.3). La courbe de rétention d'eau des matériaux a été obtenue par drainage, alors que les colonnes subissent des cycles de mouillage et

drainage. Quant aux stériles, on peut suspecter que les valeurs de teneur en eau volumique à plus de 100 cm d'eau sont soit surestimées par la sonde (d'environ 0,1), soit mal évaluées par le modèles MKs, ou encore un peu des deux. Ces différences entre les valeurs mesurées dans les colonnes et celles mesurées au laboratoire expliquent en bonne partie les écarts observés lors de la comparaison entre les résultats numériques et ceux mesurés dans la colonne (voir section 5.1). En effet, la modélisation a utilisé les CRE évaluées au laboratoire pour prédire le comportement hydrogéologique de la colonne. Il semble bien que ces propriétés ne soit pas parfaitement représentatives des matériaux dans les colonnes, ce qui entraîne ensuite des écarts entre les résultats des prédictions numériques et les mesures dans la colonne.

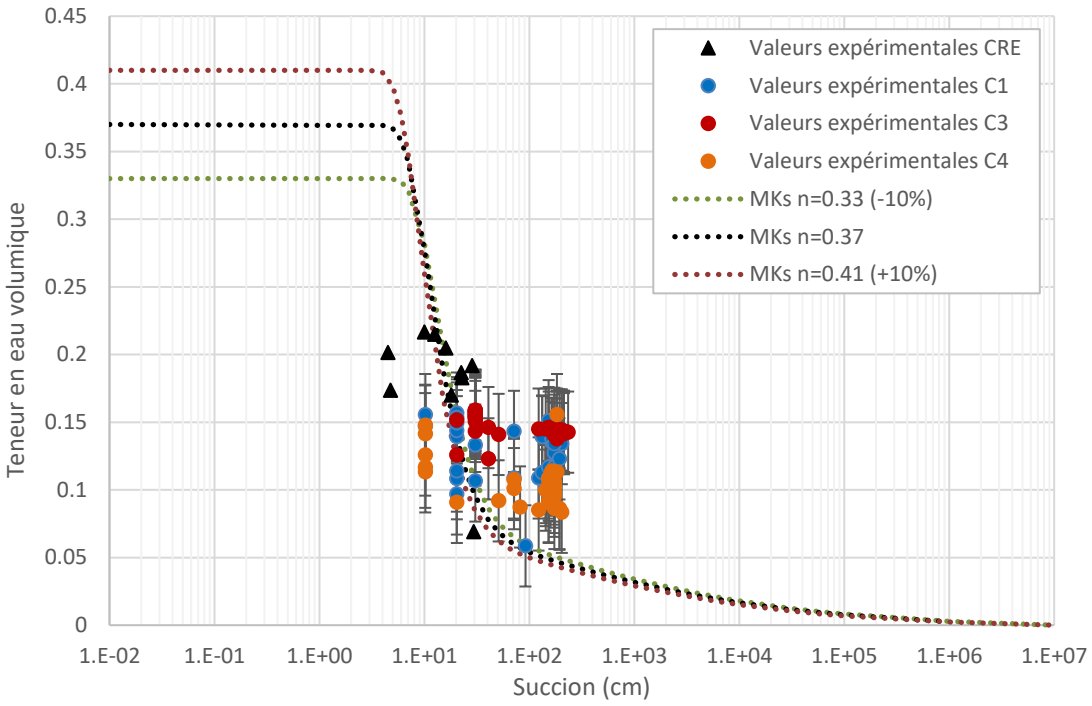

Figure 5.3 : CRE du stérile Doyon (données expérimentale et modèle MKs) comparée aux valeurs obtenues dans les essais en colonnes pour ce même matériau

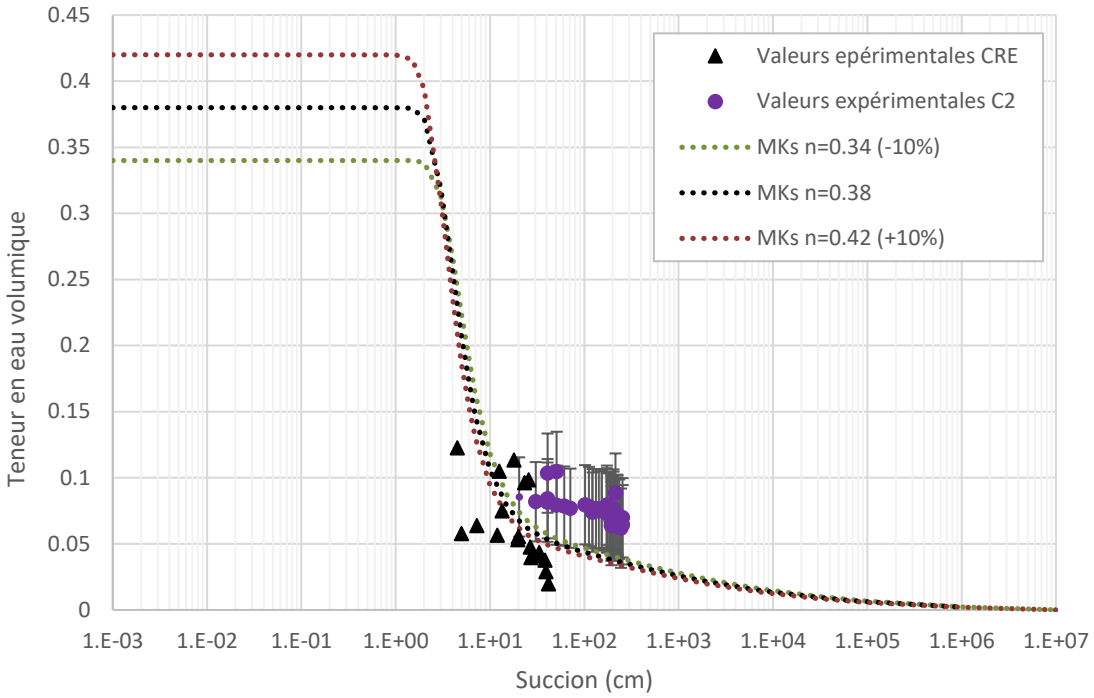

Figure 5.4 : CRE du stérile Westwood (données expérimentales et modèle MKs) comparée aux valeurs obtenues dans les essais en colonnes pour ce même matériau

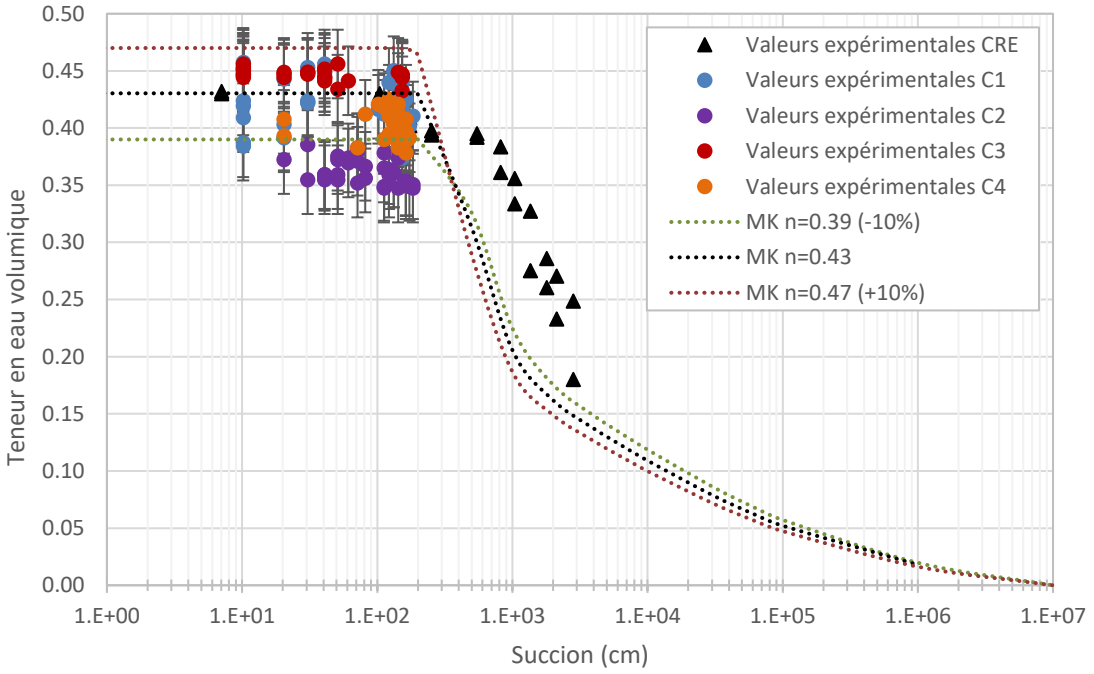

Figure 5.5 : CRE du résidu Doyon (données expérimentales et modèle MK) comparée aux valeurs obtenues dans les essais en colonnes pour ce même matériau

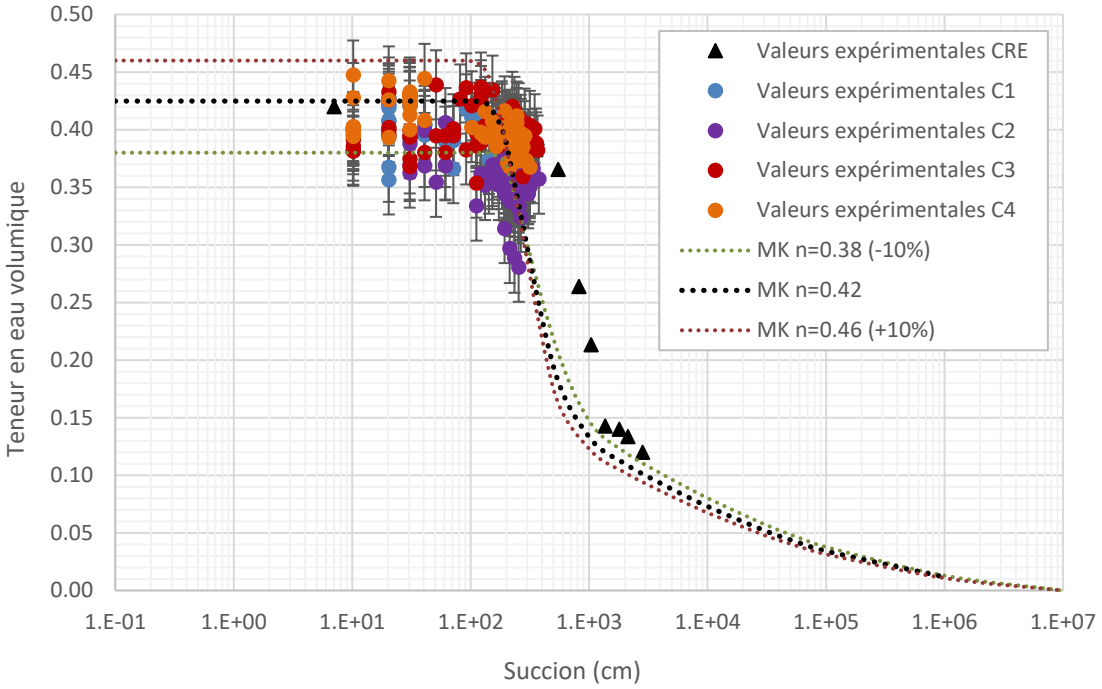

Figure 5.6 : CRE du résidu Westwood désulfuré (données expérimentales et modèle MK) comparée aux valeurs obtenues dans les essais en colonnes pour ce même matériau

5.3.2 Flux d'oxygène

L'évaluation du flux d'oxygène traversant un recouvrement est un outil quantitatif de comparaison de la performance des différents scénarios testés. Cette section présente les flux d'oxygène mesurés expérimentalement par la méthode du gradient et calculés avec l'équation analytique de Mbonimpa et al. (2003) pour les essais en colonnes.

La méthode du gradient nécessite des concentrations d'oxygène à deux élévations dans le recouvrement. Des échantillons de gaz ont été prélevés grâce à des septums installés sur les colonnes d'essais avec recouvrement (voir section 3.4.2). Les concentrations mesurées en pourcentage sont présentées au tableau 5.1. Les concentrations d'oxygène diminuent du haut vers le bas de la CRH, ce qui est logique considérant que la source d'oxygène provient du haut, et qu'une partie de l'oxygène est consommée par les sulfures résiduels dans la CRH.

Tableau 5.1 : Concentration d'oxygène mesurées au laboratoire (%) pour le calcul du flux d'oxygène avec la méthode du gradient

Échantillonnage	**C1**	**C2**	**C3**	**C4**
10 cm sous le dessus de la CRH	21,3	21,1	21,5	21,6
10 cm au-dessus du bas de la CRH	19,6	20,0	20,7	20,9

Les valeurs de D_e utilisées dans la deuxième loi de Fick's ont été estimées avec l'équation présentée par Aachib et al. (2004) (équation 2.47). Les flux d'oxygène calculés sont présentés au tableau 5.2. Les flux d'oxygène calculé en régime permanent sans l'effet de la consommation d'oxygène sont également présentés à titre indicatif.

Les flux d'oxygène (tableau 5.2) ont été calculés en considérant une concentration initiale d'oxygène de 8,65 mol/m3 (276,7 g/m^3), un K_r de 1,3 × 10^{-3} h^{-1} (voir 3.3.8.2) et une épaisseur *L* correspondant à la CRH.

Tableau 5.2 : Flux d'oxygène (mol/m^2/an) mesurés avec la méthode du gradient et calculés avec la solution analytique de Mbonimpa et al. (2003)

Méthode	**C1**	**C2**	**C3**	**C4**
Gradient	6,5 × 10^{-2}	7,4 × 10^{-1}	1,2 × 10^{-2}	8,2× 10^{-4}
Solution analytique (Mbonimpa et al. 2003)	4,9 × 10^{-4}	2,7 × 10^{0}	1,2 × 10^{-6}	2,4× 10^{-6}
Régime permanent sans consommation d'oxygène (équation 2.54)	4,9 × 10^{-1}	7,0 × 10^{0}	8,7 × 10^{-2}	6,2 × 10^{-2}

Presque tous les flux calculés sont plus faibles que 1 mol/m^2/an, valeur correspondant au flux maximal d'une CEBC efficace selon Dagenais (2005). Les flux d'oxygène obtenus avec la méthode du gradient pour les colonnes C1, C2 et C3 sont un à quatre ordres de grandeur plus élevés que ceux calculés avec l'équation analytique. Cet écart significatif pourrait être attribué à une

surestimation de la réactivité des résidus désulfurés, car le coefficient de réactivité K_r est affecté par le degré de saturation (Gosselin, 2007). Le K_r des RD a été estimé au laboratoire pour un degré de saturation d'environ 30%, mais dans les essais en colonnes la CRH présentait généralement des degrés de saturation supérieurs à 85%. Ainsi, le K_r du matériau dans la colonne était probablement plus faible que celui mesuré au laboratoire. Pour un K_r plus faible, la solution analytique de Mbonimpa et al. (2003) aurait donné des valeurs de flux d'oxygène plus élevées. Dans la colonne C2, les flux obtenus avec les deux méthodes sont assez similaires et plus élevés que pour les autres scénarios de recouvrement. La colonne C2 est également celle qui présente les degrés de saturation les plus faibles dans la courbes de rétention d'eau.

Les flux mesurés dans d'autres études employant des résidus désulfurés comme CRH sont du même ordre de grandeur que les valeurs calculées avec la méthode du gradient. Bussière et al. (2004) a obtenu un flux d'oxygène de $7{,}3 \times 10^{-1}$ mol/m^3/an avec la solution analytique de Mbonimpa et al. (2003), pour une CEBC dont la CRH (60 cm d'épaisseur) était faite de résidus désulfurés. Le résidu désulfuré contenait 0,22 % de pyrite (le RD en contient 0,15 %), ainsi que des traces de chalcopyrite et sphalérite (moins de 0,06 % pour les deux combinés). Le K_r et D_e ont été estimés à partir des équations proposées par Mbonimpa et al. (2003). De son côté, Kalonji-Kabambi et al. (2017) a estimé des flux entre $1{,}7 \times 10^{-2}$ et $9{,}3 \times 10^{-2}$ mol/m^2/an avec le logiciel Vadose/W de Geoslope, pour une CRH (50 cm d'épaisseur) faite d'un résidu désulfuré contenant environ 2,99 % pyrite.

L'évaluation des flux d'oxygène est avant tout une façon de comparer plusieurs scénarios de recouvrement. Ainsi, les colonnes C3 (30 cm de sable) et C4 (CRH de 1 m) présentent les flux les plus faibles en considérant les deux méthodes de calcul. D'autres études ont montré une meilleure performance pour des recouvrements comprenant une protection contre l'évaporation (Demers, 2008; Pabst 2011) ou une CRH plus épaisse (ex : Nicholson et al. 1989; Akindunni et al. 1991; Pabst 2011). À l'opposé, les flux d'oxygène les plus élevés sont obtenus pour la colonne C2. Il s'agit également de la colonne présentant les plus faibles degrés de saturation dans la CRH (86 % en moyenne).

5.4 Performance générale des CEBC étudiées

La figure 5.7 résume les résultats des essais en colonnes d'un point de vue hydrogéologique et géochimique. Les flux d'oxygène mesurés sont plus élevés lorsque le degré de saturation dans la

CRH est plus faible. Ainsi, la colonne C4 présente le flux d'oxygène le plus faible et la colonne C2, le flux le plus élevé. Au niveau de la couche de bris capillaire, des degrés de saturation plus faibles ont été observés dans le SW que dans le SD. Ceci pourrait être dû à la différence des propriétés hydrogéologiques de ces matériaux, car le SW présente une conductivité hydraulique un peu plus élevée (SW k_{sat} = 4,2 × 10^{-2} cm/s; SD k_{sat} = 7,9 × 10^{-2} cm/s) et un AEV plus faible (SW AEV = 1 cm; SD AEV = 3 cm).

Toutes les colonnes ont généré des lixiviats de qualité similaires, avec un pH ~ 7 ou 8 et une conductivité électrique (CE) entre 2,5 et 2,8 mS/cm. La conductivité électrique est un bon indicateur de la charge en ions d'un lixiviat (ex : Shackelford, 1999). Rappelons que le SD seul présentait un pH ~ 2 et une CE entre 5.2 et 6.2 mS/cm.

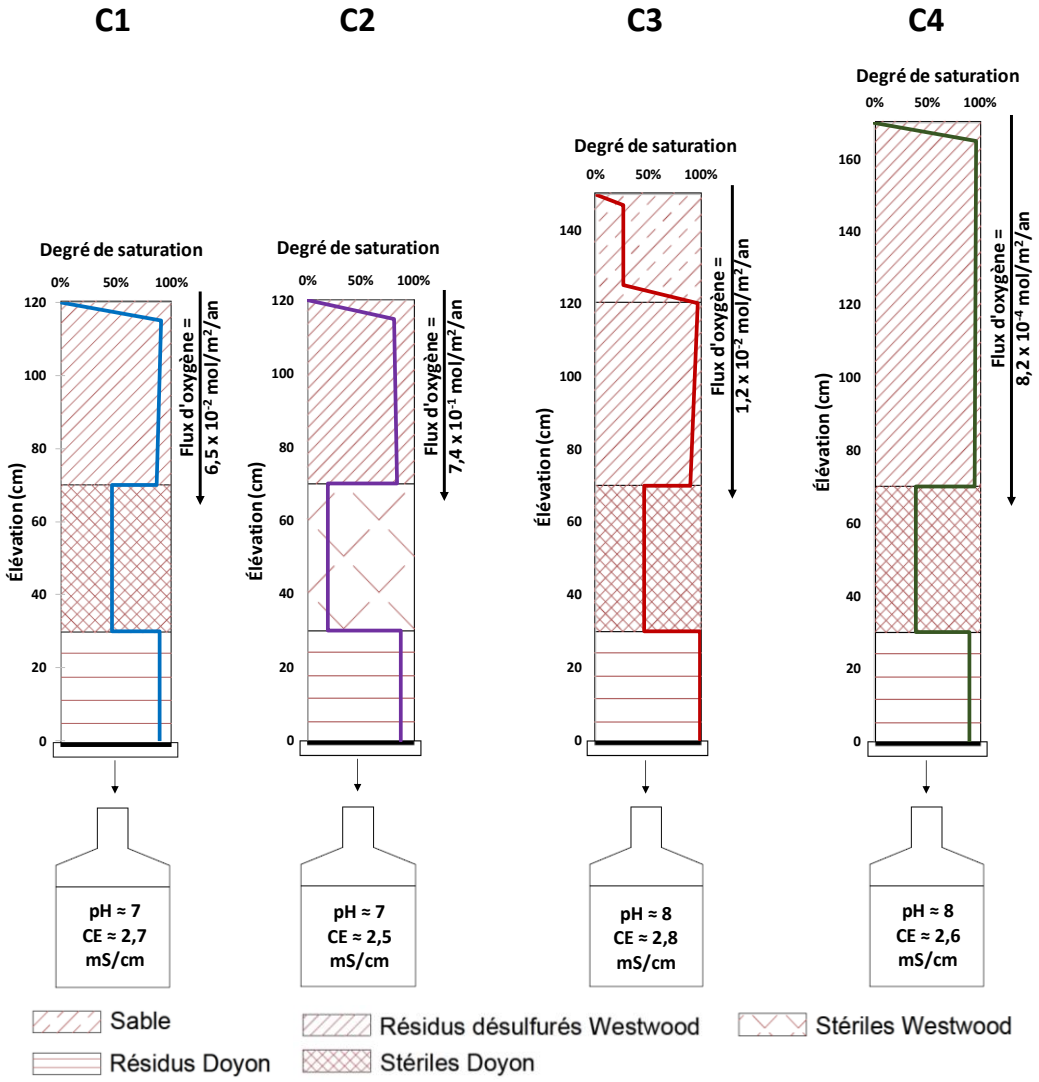

Figure 5.7 : Résumé du comportement hydrogéologique et géochimique des essais en colonnes

CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Rappel des objectifs et de la méthodologie utilisée

Le projet de recherche visait à évaluer la performance d'un recouvrement (CEBC) utilisant des stériles réactifs comme couche de bris capillaire sous une CRH faite de résidus désulfurés. Les matériaux miniers (RD, RW, SD et SW) ont été échantillonnés sur le site Westwood-Doyon, puis caractérisés au laboratoire pour déterminer leurs propriétés physiques, chimiques, hydrogéologiques et minéralogiques.

Des essais en colonnes au laboratoire ont permis de tester quatre scénarios de recouvrement permettant d'évaluer l'impact de trois facteurs, soit le type de stériles formant la couche de bris capillaire (générateur ou non-générateur), le contrôle de l'évaporation par l'ajout d'une couche de sable et l'épaisseur de la CRH. Des colonnes de référence ont également permis d'évaluer le comportement des matériaux miniers seuls. Huit cycles de mouillage/drainage ont été réalisés et les lixiviats ont été récupérés et analysés chimiquement. Les teneurs en eau volumiques et succions ont été suivies et les flux d'oxygène traversant les couches de rétention d'eau ont été mesurés par la méthode du gradient. Ces données expérimentales ont permis de discuter la performance des recouvrements.

6.2 Conclusions

Ce travail de recherche a permis de montrer qu'il est possible d'utiliser un stérile générateur d'acide comme couche de bris capillaire dans une CEBC. La colonne de référence du stérile Doyon pré-oxydé présentait des lixiviats de pH 2 avec une forte acidité et des concentrations en métaux élevées, alors que les colonnes évaluant des recouvrements constitués de ce même stérile et de résidus désulfurés comme CRH généraient des lixiviats au pH près de la neutralité et contenant de faibles concentrations en métaux. De plus, les colonnes C1 et C2 ont montré un comportement géochimique similaire, alors que la seule différence de configuration entre ces essais était le type de stérile utilisé dans la couche de bris capillaire. La colonne C2 contenait un stérile Westwood non-générateur d'acide pour la durée du test (selon les résultats de la colonne C6) ou de potentiel de génération d'acidité incertain. Ainsi, l'utilisation de stérile pré-oxydés et/ou générateurs d'acide

comme couche de bris capillaire du bas dans une CEBC est une option intéressante méritant d'être explorée davantage à l'étape de l'identification des meilleurs scénarios de restauration.

Les recouvrements étudiés ont présenté un comportement représentatif d'une CEBC efficace, confirmant que les stériles miniers ont les caractéristiques nécessaires pour permettre la création d'effets de barrière capillaire. Des degrés de saturation supérieurs à 85% ont été mesurés dans les couches de rétention d'eau pour presque toute la durée du test, ce qui a mené à de faibles mesures de flux d'oxygène, de l'ordre de 10^{-1} à 10^{-4} mol/m^2/an. Tel qu'attendu, les stériles se drainaient plus rapidement et présentaient des degrés de saturation plus faibles, entre 20 et 40 %. La modélisation hydrogéologique avec SEEP/W a confirmé que le comportement hydrogéologique observé correspond à celui anticipé selon la théorie des écoulements en milieu non saturé.

Les colonnes C3 et C4 ont montré que le contrôle de l'évaporation par une couche de sable et l'augmentation de l'épaisseur de la CRH améliorent la performance des CEBC à contrôler la migration de l'oxygène. Les teneurs en eau volumiques mesurées dans la CRH sont généralement plus élevées et plus stables dans ces deux scénarios testés.

6.3 Limites de l'étude

L'objectif de ce travail de recherche était de vérifier s'il est possible d'utiliser des stériles réactifs comme couche de bris capillaire dans les CEBC. Le comportement géochimique des colonnes a été utilisé ici comme outil de comparaison entre les différents scénarios testés. Les phénomènes géochimiques fondamentaux qui peuvent expliquer le comportement géochimique des recouvrements n'ont pas été étudiés en profondeur, ce qui constitue une limite de l'étude. Ce sujet mériterait de faire l'objet d'un projet de recherche séparé.

Les essais en colonne ont été réalisés au laboratoire sur une période de temps d'environ 10 mois, en conditions contrôlées et avec de petites quantités de matériaux. Le comportement des recouvrements sur le terrain (grande échelle, conditions climatiques réelles) et sur une période de temps plus longue reste donc inconnu.

Les travaux ont été réalisés sur des rejets frais afin de simplifier l'interprétation des résultats. Or, dans la réalité, les résidus des parcs à résidus Doyon sont oxydés à la surface, ce qui pourrait modifier leur comportement géochimique.

De plus, sur le terrain, la conductivité hydraulique saturée des matériaux, plus particulièrement des stériles, pourrait être affectée par une variation de la granulométrie dans l'espace (ex : taille des particules, hétérogénéité des stériles) et le temps (ex : friabilité du SD). Une diminution de la conductivité hydraulique du stérile formant la couche de bris capillaire modifierait le contraste hydrogéologique par rapport à la CRH, ce qui pourrait affaiblir les effets de barrière capillaire.

Finalement, cette étude ne présente des résultats que pour des matériaux du site Westwood-Doyon. Des résultats différents pourraient être obtenus avec les matériaux d'un autre site qui présenteraient nécessairement des caractéristiques qui leur sont propres. Il est essentiel de procéder à des tests au laboratoire et sur le terrain avant de mettre en place un recouvrement constitué de matériaux miniers, d'autant plus si certains de ces matériaux sont réactifs.

6.4 Recommandations

Plusieurs avantages sont liés à l'utilisation de matériaux miniers pour la construction d'un recouvrement, tels qu'une possible diminution des coûts de construction d'une CEBC ou la réduction de l'empreinte environnementale du site. Pour le site Doyon-Westwood, l'emploi des stériles réactifs de la halde Nord pour la construction d'une CEBC est une opportunité de valoriser un matériau très problématique, en plus de réduire le volume de la halde qui devra également être restaurée. Pour poursuivre l'étude sur ce sujet, et considérant les limites de la présente étude, on propose de poursuivre les travaux et d'étudier les aspects suivants.

Parmi les scénarios conceptuels testés au laboratoire, il est recommandé de poursuivre l'analyse d'options similaires au recouvrement C3, comprenant une couche de protection contre l'évaporation. Cette protection permet de minimiser l'épaisseur de la couche de résidus désulfurés (CRH) tout en contribuant au bon comportement géochimique et hydrogéologique du recouvrement. Optimiser l'épaisseur de la CRH pourrait permettre de réduire les coûts liés à la désulfuration des résidus.

Si de nouveaux essais en colonne devaient être réalisés, il serait intéressant de faire des essais de consommation d'oxygène sur les colonnes, afin d'évaluer et comparer les flux d'oxygène avec et sans recouvrement (ex : Elberling et al. 1994; Bussière et al. 2004; Pétel, 2017). De plus, il serait recommandé d'effectuer un suivi plus rigoureux de la chimie du lixiviat, par exemple par une

analyse des sulfates par chromatographie ionique à chaque rinçage et par d'échantillonnage de l'eau interstitielle en plus de l'eau récupérée au bas de la colonne.

Ce travail de recherche amène aussi de nouvelles questions de recherche concernant l'utilisation de stériles réactifs de la halde nord dans une CEBC pour la restauration des parcs à résidus de la mine Doyon. Pour compléter les résultats de cette étude et poursuivre l'analyse des options de recouvrements pour le site Westwood-Doyon, il est recommandé de :

- Construire et calibrer un modèle numérique des essais en colonne pour en prédire le comportement hydrogéologique à long terme. Des conditions météorologiques plus réalistes des conditions terrain pourraient être appliquées au modèle, ainsi que des scénarios climatiques permettant de prendre en considération l'effet des changements climatiques.
- Construire une ou des cellules expérimentales de terrain (ex : Aubertin et al. 1999; Rey et al. 2016) de dimensions intermédiaires (ex : 10 m × 10 m) qui permettraient d'évaluer si les recouvrements se comportent aussi bien à grande échelle et sous des conditions climatiques réelles.
- Préciser la minéralogie des matériaux et réaliser une analyse plus complète et rigoureuse de la qualité des lixiviats, dans le but d'avoir des outils pour mieux expliquer les résultats. Par exemple, l'utilisation d'isotopes permettrait notamment de déterminer les mécanismes de production ou d'atténuation de contaminants, tels que l'oxydation, la sorption ou la précipitation (ex : Veeramani et al. 2015; Wiederhold, 2015; Skierszkan et al. 2016; Talavera Mendoza et al. 2016). L'utilisation de codes numériques plus complexes, tel que Min3P, permettrait également de mieux comprendre le comportement géochimique à moyen et long terme du matériau oxydé, avec ou sans recouvrement (ex : Ouangrawa, 2007; Pabst, 2011).

Ce travail de maîtrise présente des résultats prometteurs pour l'utilisation de stériles réactifs comme couche de bris capillaire dans les CEBC. Il ouvre la porte à une nouvelle option de gestion des stériles s'inscrivant dans un mode de gestion intégrée des rejets miniers. Cette étude devrait inspirer d'autres travaux de recherche sur l'utilisation des matériaux réactifs dans la restauration des sites miniers.

BIBLIOGRAPHIE

Aachib, M. (1997). *Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA.* (Ph.D.), École Polytechnique de Montréal.

Aachib, M., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2004). Measurement and Prediction of the Oxygen Diffusion Coefficient in Unsaturated Media, with Applications to Soil Covers. *Water, Air, and Soil Pollution, 156*(1), 163-193. doi:10.1023/B:WATE.0000036803.84061.e5

Aguilar, J., Dorronsoro, C., Fernández, E., Fernández, J., García, I., Martín, F., & Simón, M. (2004). Soil pollution by a pyrite mine spill in Spain: evolution in time. *Environmental Pollution, 132*(3), 395-401.

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*(3), 446-451. doi:10.1139/t91-054

Amos, R. T., Blowes, D. W., Bailey, B. L., Sego, D. C., Smith, L., & Ritchie, A. I. M. (2015). Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Applied Geochemistry, 57*, 140-156. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.06.020

ASTM. (2007). Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter (ASTM D5856). *ASTM International*.

ASTM. (2007). Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils (ASTM D422). *ASTM International*.

ASTM. (2014). Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer (ASTM D854). *ASTM International*.

ASTM. (2016). Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using Hanging Column, Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, or Centrifuge (ASTM D6836). *ASTM International*.

ASTM. (2017). Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System). *ASTM International*.

Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des résidus miniers (Manuel sur CD-ROM)*. Montréal: Presses Interntionales Polytechnique.

Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.-M., Gagnon, D., Barbera, J.-M., . . . Chapuis, R. P. (1999). Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers Phase II_Essais en place. *MEND/NEDEM 2.22.2c*.

Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., & Mbonimpa, M. (2016). *Review of reclamation techniques for acid generating mine wastes upon closure of disposal sites*. Paper presented at the Geo-Chicago: Sustainability, Energy and the Geoenvironment, Chicago.

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. *MEND/NEDEM 2.22.2a*.

Aubertin, M., Fala, O., Bussière, B., Martin, V., Campos, D., Gamache-Rochette, A., . . . Chapuis, R. (2002). *Analyse des écoulements de l'eau en conditions non saturées dans les haldes à stériles*.

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., . . . Ward Wilson, G. (2005). *Évaluation du comportement hydrogeologique et géochimique des haldes à stériles*.

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), 1104-1122. doi:10.1139/t03-054

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*(1), 55-69. doi:10.1139/t97-080

Awoh, A. S., Mbonimpa, M., & Bussière, B. (2013). Field study of the chemical and physical stability of highly sulphide-rich tailings stored under a shallow water cover. *Mine Water and the Environment, 32*(1), 42-55. doi:10.1007/s10230-012-0213-5

Azam, S., Wilson, G. W., Fredlund, D. G., & Van Zyl, D. (2009). *Geotechnical characterization of mine waste rock*. Paper presented at the Seventh International Conference Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Alexandria.

Barbour, L., & Yanful, E. (1994). A column study of static nonequilibrium fluid pressures in sand during prolonged drainage. *Canadian Geotechnical Journal, 31*.

Bathe, K.-J. (1996). *Finite element procedures*: Prentice-Hall.

Bear, J., & Verrujit, A. (1987). *Modelling groundwater flow and pollution*. Hingham, Massachusetts: Kluwer academic publishers.

Belem, T., & Benzaazoua, M. (2008). Design and application of underground mine paste backfill technology. *Geotechnical and Geological Engineering, 26*(2), 147-174. doi:10.1007/s10706-007-9154-3

Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A. M., & Archambault, M. (2004). Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. *Environmental Geology, 46*(8), 1086-1101. doi:10.1007/s00254-004-1113-1

Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, É., & Blier, A. (2008). Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerals Engineering, 21*(4), 330-340. doi:https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.012

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, 60*(1), 57-74. doi:https://doi.org/10.1016/S0301-7516(00)00006-5

Blier, A., Demers, I., Gagnon, M., & Bois, G. (2012). *Eliminating acid rock drainage (ARD) at mine Doyon - sustained operations allow for new possibilities*. Paper presented at the 9th International Conference on Acid Rock Drainage, Ottawa, Canada.

Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (1990). The pore-water geochemistry and the mineralogy of the cadose zone sulfide tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. *Applied Geochemistry, 5*.

Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., & Weisener, C. G. (2003). 9.05 - The Geochemistry of Acid Mine Drainage A2 - Holland, Heinrich D. In K. K. Turekian (Ed.), *Treatise on Geochemistry* (pp. 149-204). Oxford: Pergamon.

Bossé, B., Bussière, B., Maqsoud, A., Hakkou, R., & Benzaazoua, M. (2016). Hydrogeological Behavior of a Store-and-Release Cover: A Comparison Between Field Column Tests and Numerical Predictions With or Without Hysteresis Effects. *Mine Water and the Environment, 35*(2), 221-234. doi:10.1007/s10230-015-0350-8

Boulanger-Martel, V. (2015). *Performance d'une couverture avec effets de barrière capillaire faite de mélanges gravier-bentonite pour contrôler la migration d'oxygène en conditions nordiques.* (M.Sc.A), École Polytechnique de Montréal.

Bouzahzah, H. (2013). *Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide.* (Ph.D.), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., & Bussière, B. (2010). *A modified protocol of the ASTM normalized humidity cell test as laboratory weathering method of concentrator tailings*. Paper presented at the International mine water association, mine water and innovative thinking, Sydney, NS, Canada.

Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussiere, B., & Plante, B. (2014). Prediction of Acid Mine Drainage: Importance of Mineralogy and the Test Protocols for Static and Kinetic Tests. *Mine Water and the Environment, 33*(1), 54-65. doi:10.1007/s10230-013-0249-1

Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014). Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédiction du drainage minier acide. *Déchets Sciences et Techniques*(66).

Bradham, W., & Caruccio, F. T. (1990). *A comparative study of tailings analysis using acid/base accounting, cells, columns, and soxhlets*. Paper presented at the Mining and reclamation conference and exhibition, Charleston, WV.

Brooks, R. H., & Corey, A. T. (1964). Hydraulic properties of porous media. *Hydrology Papers, Colorado State University*.

Bussière, B. (1999). *Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques.* (Ph.D.), École Polytechnique de Montréal.

Bussière, B., Aubertin, M., & Chapuis, R. P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal, 40*(3), 512-535. doi:10.1139/t03-001

Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., & Chapuis, R. P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal, 44*(3), 245-265. doi:10.1139/t06-120

Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, R., Potvin, R., & Benzaazoua, M. (2005). *Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets abandonnées*. Paper presented at the Symposium sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda.

Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology, 45*(5), 609-622. doi:10.1007/s00254-003-0919-6

Bussière, B., Benzaazoua, M., Lelièvre, J., Bois, D., & Servant, F. (1998). *Valorisation des résidus miniers: une approche intégrée - Phase II. Rapport final soumis au Ministère des Ressources Naturelles du Québec - MEND Program*.

Bussière, B., Demers, I., & Benzaazoua, M. (2013). *Note technique PU-2013-03-784 : État de la situation de la réutilisation des rejets miniers solides*.

Bussière, B., Lelièvre, J., Ouellet, J., & Bois, D. (1995). *Utilisation des résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA: analyse technico-économique sur deux cas réels*. Paper presented at the Conference on mining and the environment, Sudbury, Canada.

Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., & Julien, M. (2006). Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. *CIM Bulletin, 99*(1096).

Bussière, B., Nicholson, R. V., Aubertin, M., & Servant, S. (1997). *Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: column tests investigation*. Paper presented at the International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC.

Chapuis, R., Masse, I., Madinier, B., & Aubertin, M. (2007). A Drainage Column Test for Determining Unsaturated Properties of Coarse Materials. *Geotechnical Testing Journal, 30*(2).

Chapuis, R. P. (2012). Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 71*(3), 401-434. doi:10.1007/s10064-012-0418-7

Chapuis, R. P., & Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny–Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal, 40*(3), 616-628. doi:10.1139/t03-013

Chapuis, R. P., Baass, K., & Davenne, L. (1989). Granular soils in rigid-wall permeameters: method for determining the degree of saturation. *Canadian Geotechnical Journal, 26*(1), 71-79. doi:10.1139/t89-008

Chapuis, R. P., & Légaré, P. (1992). *A simple method for determining the surface area of fine aggregates and fillers in bituminous mixtures*: American society for testing and materials (ASTM).

Cravotta III, C. A. (2003). Size and performance of anoxic limestone drains to neutralize acdic mine drainagei. *Journal of Environmental Quality, 32*(4), 1277-1289.

Dagenais, A., Marie, Michel, A., Bussière, B., & Martin, V. (2005). *Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage*.

Dagenais, A., Mbonimpa, M., Bussi, egrave, re, B., & Aubertin, M. (2012). A Modified Oxygen Consumption Test to Evaluate Gas Flux through Oxygen Barrier Cover Systems.

Dagenais, A. M. (2005). *Techniques de contrôle du drainage inier acide basées sur les effets capillaires.* (Ph.D.), École Polytechnique de Montréal.

Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., & Cyr, J. (2001). *Monitoring at the Lorraine Mine Site: A Follow-Up on the Remediation Plan*. Paper presented at the National Association of Abandoned Mine Land Programs Annual Conference, Athens, Ohio.

Decagon Devices Inc. (2009). 13397-02 Application note : ECH2O dielectric probes vs. time domain reflectometers (TDR). In.

Delage, P., & Cui, Y.-J. (2000). *L'eau dans les sols non saturés*.

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

Demers, I., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Bouda, M., Bois, D., & Gagnon, M. (2015). Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 1: Material characterization and laboratory kinetic testing. *Minerals Engineering, 76*, 109-116. doi:https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.10.015

Demers, I., Bouda, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bois, D., & Gagnon, M. (2015). Valorization of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 2: Field experimentation. *Minerals Engineering, 76*, 117-125. doi:https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.10.020

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., & Blier, A. (2008). Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to

prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering, 21*(4), 317-329. doi:https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.006

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., & Blier, A. (2010). Preliminary optimization of a single-layer coer made of desulfurized tailings: application to the Doyon Mine tailings impoundment. *Society of Mining, Metallurgy, and Exploration Annual Transactions, 326*, 21-33.

Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., & Benzaazoua, M. (2009). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal, 46*(4), 454-469. doi:10.1139/t08-132

Dobchuk, B. S., Wilson, G. W., & Aubertin, M. (2003). *Evaluation of a Single-Layer Desulfurised Tailings Cover*. Paper presented at the 6th ICARD, Cairns, Australia.

Dold, B. (2010). Basic Concepts in Environmental Geochemistry of Sulfidic Mine-Waste Management. In E. S. Kumar (Ed.), *Waste Management*.

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

Elberling, B., Nicholson, R. V., Reardon, E. J., & Tibble, R. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal, 31*(3), 375-383. doi:10.1139/t94-045

Elghali, A. (2018). *Effet de la libération minérale et des oxy-hydroxides de fer sur le comportement géochimique des rejets miniers sulfureux.* (Ph.D.), École Polytechnique de Montréal (in extension at Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).

Elghali, A., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Bussière, B., & Villarraga-Gómez, H. (2018). Determination of the available acid-generating potential of waste rock, part I: Mineralogical approach. *Applied Geochemistry, 99*, 31-41. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.10.021

Eltra Elemental Analyzers. Carbon/Sulfur Analyzers CS-800 CS-2000. In.

Éthier, M.-P. (2018). *Évaluation de la performance d'un système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d'un parc à résidus miniers abandonné.* (Ph.D.), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Felmy, A. R., Girvin, D. C., & Jenne, E. A. (1984). *MINTEQ: A computer program for calculating aqueous geochemical equilibria*. Retrieved from Athens, GA.

Fredlund, D. G., Rahardjo, H., & Fredlund, M. D. (2012). *Unsaturated soil mechanics in engineering practice* (J. W. S. Inc. Ed.).

Fredlund, D. G., & Xing, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal, 31*(4), 521-532. doi:10.1139/t94-061

Fredlund, D. G., Xing, A., & Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soil using the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal, 31*.

Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*: Pearson Publishing.

Gélinas, P., Lefebvre, R., Choquette, M., Isabel, D., Locat, J., & Guay, R. (1994). MEND report 1.14.2 g Monitoring and modeling of acid mine drainage from waste roks dumps.

Gosselin, M. (2007). *Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène.* (Ph.D.), École Polytechnique de Montréal.

Gosselin, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2007). *Évaluation de l'effet du degré de saturation sur la consommation d'oxygène dans des résidus miniers sulfureux*. Paper presented at the Geo Ottawa, Ottawa, Canada.

Gray, N. F. (1997). Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environmental Geology, 30*(1), 62-71.

Guay, R., Cantin, P., Karam, A., Vézina, S., & Paquet, A. (1999). Effect of flooding of oxidized mine tailings on T. ferrooxidans and T. thiooxidans survival and acid mine drainage production: a 4 year restoration-environmental follow-up. In R. Amils & A. Ballester (Eds.), *Process Metallurgy* (Vol. 9, pp. 635-643): Elsevier.

Gustafsson, J. P. (2014). *Visual MINTEQ 3.1 user guide*.

Han, Y.-S., Youm, S.-J., Oh, C., Cho, Y.-C., & Ahn, J. S. (2017). Geochemical and eco-toxicological characteristics of stream water and its sediments affected by acid mine drainage. *CATENA, 148*, 52-59. doi:https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.11.015

Hernandez, A. M. (2007). *Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à grannulométrie étalée.* École Polytechnique de Montréal.

Hillel, D. (2004). *Introduction to Environmental Soil Physics*: Elsevier Academic Press.

Holtz, R. D., & Kovacs, W. D. (1991). *Introduction à la géotechnique*: Presse internationale Polytechnique.

Hughes, T. J. R. (2000). *The finite element method: linear static and dynamic finite element analysis*: Dover publications.

IAMGOLD. (2017). Mine d'or Westwood, Canada. Retrieved from http://www.iamgold.com/French/exploitations/mines-en-exploitation/projet-westwood-canada/default.aspx

Irrometer Company Inc. Specification Sheet: Watermark Soil Moisture Sensor - Model 200SS. In.

Jacobs, J. A., Lehr, J. H., & Testa, S. M. (2014). *Acid Mine Drainage, Rock Drainage, and Acid Sulfate Soils : Causes, Assessment, Prediction, Prevention, and Remediation*. Somerset, UNITED STATES: John Wiley & Sons, Incorporated.

James, M. (2009). *The use of waste rock inclusions to control the effects of liquefaction in tailings impoundments.* (Ph.D.), École Polytechnique de Montréal.

James, M., & Aubertin, M. (2010). The use of waste rock inclusions in tailings impoundments to improve geotechnical and environmental performance. *Geotechnical news*.

James, M., Aubertin, M., Bussière, B., Pednault, C., Pépin, N., & Limoges, M. (2017). *A research project on the use of waste rock inclusions to improve the performance of tailings impoundments*. Paper presented at GeoOttawa2017, Ottawa (Canada).

Kachhwal, L. K., Yanful, E. K., & Lanteigne, L. (2011). Water Cover Technology for Reactive Tailings Management: A Case Study of Field Measurement and Model Predictions. *Water, Air, & Soil Pollution, 214*(1), 357-382. doi:10.1007/s11270-010-0429-6

Kalonji Kabambi, A. K. (2014). *Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effet de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers.* (M.Sc.A), École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).

Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2017). Hydrogeological Behaviour of Covers with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials. *Geotechnical and Geological Engineering, 35*(3), 1199-1220. doi:10.1007/s10706-017-0174-3

Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2018). *Short term in situ performance of a CCBE made entirely of mining materials to control acid mine drainage*. Paper presented at Mine Closure, Leipzig (Germany).

Larochelle, C. G. (2018). *Stérile miniers générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire* (M.Sc.A.), École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).

Lee, T.-K., & Ro, H.-M. (2014). Estimating soil water retention function from its particle-size distribution. *Geosciences Journal, 18*(2), 219-230. doi:10.1007/s12303-014-0017-7

Lefebvre, R., & Gélinas, P. (1995). *Numerical modeling of AMD production in waste rock dumps.* Paper presented at the Conference on Mining and the Environment, Sudbury, Ontario (Canada).

Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., & Gélinas, P. (2001). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage: 1: Conceptual model and system characterization. *Journal of Contaminant Hydrology, 52*(1), 137-164. doi:https://doi.org/10.1016/S0169-7722(01)00156-5

Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., & Lamontagne, A. (2001). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage: 2. Applications of numerical simulation. *Journal of Contaminant Hydrology, 52*(1), 165-186. doi:https://doi.org/10.1016/S0169-7722(01)00157-7

Lessard, F. (2018). *Évaluation de couverture isolantes avec effets de barrière capillaire faites de résidus désulfurés afin de contrôler le drainage miniers en conditions nordiques.* (M.Sc.A. thesis), École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).

Lindsay, M. B. J., Moncur, M. C., Bain, J. G., Jambor, J. L., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2015). Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied Geochemistry, 57*, 157-177. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.01.009

Lun, P. T. W. (1986). Soil reinforcing technique in mine backfilling. *International Journal of Mining and Geological Engineering, 4*(1), 47-66. doi:10.1007/BF01553756

Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2012). Predicting Hysteresis of the Water Retention Curve from Basic Properties of Granular Soils. *Geotechnical and Geological Engineering, 30*(5), 1147-1159. doi:10.1007/s10706-012-9529-y

Maqsoud, A., Bussière, B., & Mbonimpa, M. (2009). *Transient hydrogeological behaviour of the LTA cover with capillary barrier effects*. Paper presented at GeoHalifax2009, Halifax, Canada.

Matsumoto, S., Ishimatsu, H., Shimada, H., Sasaoka, T., & Kusuma, G. J. (2018). Characterization of mine waste and acid mine drainage prediction by simple testing methods in terms of the effects of sulfate-sulfur and carbonate minerals. *Minerals, 8*.

Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2003, Avril). *Mouvement des gaz en milieux poreux partiellement saturés (EPM-RT-2003-04)*. Cours CIV 6908 Environnement minier et restauration des sites. École Polytechnique de Montréal.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., & Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal, 40*(5), 916-932. doi:10.1139/t03-040

Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006). Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovács (MK) model and statistical models. *Canadian Geotechnical Journal, 43*(8), 773-787. doi:10.1139/t06-044

Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2011). Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal, 48*(6), 878-890. doi:10.1139/t11-015

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical & Geological Engineering, 20*(3), 235-259. doi:10.1023/A:1016046214724

McKeown, R., Barbour, L., Rowlett, D., & Herasymuik, G. (2000). *Characterization of the Grain-Size Distribution for Waste Rock from Metal Mines - A Review of the Existing Data and an Evaluation of the Implications for Hydrogeologic Behavior*. Paper presented at the 6th Environmental Engineering Specialty Conference of the CSCE and 2nd Spring Conference of the Geoenvironmental Division of the Canadian Geotechnical Society, London, Ontario, Canada.

MDDEP. (2012). Directive 019 sur l'industrie minière.

MEND. (1995). Report 2.36.1 Review of in-pit disposal practices for the prevention of acid drainage - case studies.

MEND. (2001). MEND MANUAL. *MEND/NEDEM 5.4.2*.

MEND. (2007). Report 2.12.2 Assessing the long term performance of a shallow water cover to limit oxidation of reactive tailings at Louvicourt Mine.

MEND. (2009). *Report 1.20.1 Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials*. Retrieved from

Merkus, H. G. (2009). *Particle Size Measurements: Fundamentals, Practice, Quality*: Springer Netherlands.

MERN. (2017). *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec*.

Metrohm. (2015). Manual : 848 Titrino plus.

Micromeritics Instrument Corporation. (2001). AccuPyc 1330 Pycnometer Operator's Manual V3.03.

Miller, S. D., Jeffery, J. J., & Wong, J. W. C. (1991). *Use and Misuse of the Acid-Base Account for AMD Prediction*. Paper presented at the 2nd International conference, Abatement of acidic drainage, Montreal, Canada.

Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2008). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, *23*(1), 1-24. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.08.004

Moncur, M. C., Ptacek, C. J., Hayashi, M., Blowes, D. W., & Birks, S. J. (2014). Seasonal cycling and mass-loading of dissolved metals and sulfate discharging from an abandoned mine site in northern Canada. *Applied Geochemistry*, *41*, 176-188. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.12.007

Morin, K. A., & Hutt, N. M. (2001). *Environmental Geochemistry of Minesite Drainage: Practical Theory and Case Studies*. Vancouver: MDAG Pub.

MRNF (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec). (2011). *Profil des retombées économiqes des activités et des investissements du secteur miniers au Québec*. Québec (Canada).

Mualem, Y. (1976). A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. *Water Resources Research*, *12*(3).

Nastev, M., & Aubertin, M. (2000). *Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec*. Paper presented at the 1st Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, Montréal, Québec.

Nicholson, R., Gillham, R. W., Cherry, J. A., & Reardon, E. J. (1989). *Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers* (Vol. 26).

Nicholson, R. V., & Scharer, J. M. (1994). Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics. In *Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation* (pp. 14-30): American Chemical Society.

Nordstrom, D. K., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2015). Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry, 57*, 3-16. doi:https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.02.008

Nyameogo, G. (2017). *Développement d'un système de mesure et d'un modèle théorique préliminaire d'estimation du coefficient de diffusion de l'oxygène dans les matériaux poreux inertes gelés.* (M.Sc.A), École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).

Ouangrawa, M. (2007). *Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés.* (Ph.D.), École Polytechnique de Montréal.

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J. W., Bussière, B., & Zagury, G. J. (2010). Preventing Acid Mine Drainage with an Elevated Water Table: Long-Term Column Experiments and Parameter Analysis. *Water, Air, & Soil Pollution, 213*(1), 437-458. doi:10.1007/s11270-010-0397-x

Pabst, T. (2011). *Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés.* (Ph.D.), École Polytechnique de Montréal.

Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., & Molson, J. (2014). Column tests to characterise the hydrogeochemical response of pre-oxidised acid-generating tailings with a monolayer cover. *Water, Air, & Soil Pollution, 225*(2), 1841. doi:10.1007/s11270-013-1841-5

Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M., & Molson, J. (2018). Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of Contaminant Hydrology, 214*, 39-53. doi:https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2018.05.006

Paktunc, A. D. (1999). Mineralogical constraints on the determination of neutralization potential and prediction of acid mine drainage. *Environmental Geology, 39*(2), 103-112. doi:10.1007/s002540050440

Peregoedova, A. (2012). *Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire.* (Ph.D.), École Polytechnique de Montréal,

Pétel, K. (2017). *Évaluation en laboratoire de recouvrements spécifiquement adaptés au contrôle du drainage neutre contaminé.* (M.Sc.A), École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).

Potvin, R. (2009). *Évaluation à différentes échelles de la performance de systèmes de traitement passif pour des effluents fortement contaminés par le drainage minier acide.* (Ph.D.), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Rey, N., Demers, I., & Bussière, B. (2014). *Experimental study of tailings percolation into waste rock.* Paper presented at the GeoRegina, Regina, Canada.

Rey, N., Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, B., & Lortie, S. (2016). *Field experiments to test the elevated water table concept combined with a desulfurized tailings cover layer*. Paper presented at GeoChicago2016, Chicago.

Ricard, J.-F., Aubertin, M., McMullen, J., Pelletier, P., & Poirier, P. (1999). *Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada*. Sudbury.

Rimstidt, J. D., & Vaughan, D. J. (2003). Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta, 67*(5), 873-880. doi:https://doi.org/10.1016/S0016-7037(02)01165-1

Rowe, R. K., & Booker, J. R. (2004). *Pollutev7 Reference Guide*: GAEA Technologies Ltd. .

Scheuermann, A., & Bieberstein, A. (2007, 2007//). *Determination of the soil water retention curve and the unsaturated hydraulic conductivity from the particle size distribution.* Paper presented at the Experimental Unsaturated Soil Mechanics, Berlin, Heidelberg.

Shackelford, C. D., Malusis, M. A., Majeski, M. J., & Stern, R. T. (1999). Electrical conductivity breakthrough curves. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 125*(4), 260-270. doi:doi:10.1061/(ASCE)1090-0241(1999)125:4(260)

Shock, C. C., & Wang, F.-X. (2011). Soil water tension, a powerful measurement for productivity and stewardship. *HortScience, 46*(3).

Simate, G. S., & Ndlovu, S. (2014). Acid mine drainage: challenges and opportunities. *Journal of Environmental Chemical Engineering, 2*(3), 1785-1803. doi:https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.07.021

Singer, P. C., & Stumm, W. (1970). Acidic Mine Drainage: The Rate-Determining Step. *Science, 167*(3921), 1121.

Sjoberg, B., Wilson, G. W., & Aubertin, M. (2001). *Field and laboratory characterization of a desulphurized tailings cover system*.

Skierszkan, E. K., Mayer, K. U., Weis, D., & Beckie, R. D. (2016). Molybdenum and zinc stable isotope variation in mining waste rock drainage and waste rock at the Antamina mine, Peru. *Science of The Total Environment, 550*, 103-113.

Skoog, D. A., & Leary, J. J. (1992). *Principles of instrumental analysis*: Saunders College Publications.

Soilmoisture equipment corp. (1995). *1400/1405 Operating instructions Tempe Pressure Cell*.

Sracek, O., Choquette, M., Gélinas, P., Lefebvre, R., & Nicholson, R. V. (2004). Geochemical characterization of acid mine drainage from a waste rock pile, Mine Doyon, Québec, Canada. *Journal of Contaminant Hydrology, 69*(1), 45-71. doi:https://doi.org/10.1016/S0169-7722(03)00150-5

SRK. (1989). *Draft acid rock drainage technical guide Volume 1*. British Columbia, Canada.

Talavera Mendoza, O., Ruiz, J., Díaz Villaseñor, E., Ramírez Guzmán, A., Cortés, A., Salgado Souto, S. A., . . . Rivera Bustos, R. (2016). Water-rock-tailings interactions and sources of sulfur and metals in the subtropical mining region of Taxco, Guerrero (southern Mexico): A multi-isotopic approach. *Applied Geochemistry, 66*, 73-81.

Todd, D. K. (1980). *Groundwater hydrology* (Second ed.). New York: Wiley.

Van Genuchten, M. (1980). *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils* (Vol. 44).

Van Genuchten, M., Leij, F. J., & Yates, S. R. (1991). *The RETC code for quantifying hydraulic functions of unsaturated soils*.

Veeramani, H., Eagling, J., Jamieson-Hanes, J. H., Kong, L., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2015). Zinc isotope fractionation as an indicator of geochemical attenuation processes. *Environmental Science & Technology Letters, 2*(11), 314-319. doi:10.1021/acs.estlett.5b00273

Vick, S. G. (1990). *Planning, design, and analysis of tailings dams*: BiTech.

Villeneuve, M. (2004). *Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques.* (M.Sc.A), École Polytechnique de Montréal (en extension à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).

Wiederhold, J. G. (2015). Metal stable isotope signatures as tracers in environmental geochemistry. *Environmental Science & Technology, 49*(5), 2606-2624.

Wilson, G. W., Fredlund, D. G., & Barbour, S. L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal, 34*(1), 145-155. doi:10.1139/t96-078

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), 601-609. doi:10.1139/t95-062

Yanful, E. K. (1992). Development of laboratory methodologies for evaluating the effectiveness of reactive tailings covers. *MEND 2.21.1*.

Yanful, E. K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *Journal of Geotechnical Engineering*. doi:10.1061/(ASCE)0733-9410(1993)119:8(1207)

Yanful, E. K., & Catalan, L. J. J. (2002). Predicted and field-measured resuspension of flooded mine tailings. *Journal of Environmental Engineering, 128*(4), 341-351. doi:doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2002)128:4(341)

Yanful, E. K., Simms, P. H., & Payant, S. C. (1999). Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. *Water, Air, and Soil Pollution, 114*(3), 347-375. doi:10.1023/A:1005187613503

Young, R. A. (1995). *The Rietvield Method*: International Union of Crystallography.

Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, K., & McMullen, J. (2001). Capillary cover design for leach pad closure. *SME Trans, 1*, 104-110.

ANNEXE A – RÉSULTATS COMPLETS DE L'ICP-AES

Tableau A.1 : Concentrations des éléments chimiques dans les matériaux étudiés obtenues par ICP-AES (mg/kg)

Éléments	LDM	Concentration (mg/kg)			
		Stérile Doyon (SD)	Résidu Doyon (RD)	Stérile Westwood (SW)	Résidu Westwood (RW)
Al	60	65350	66100	72100	73580
As	5	<DL	<DL	<DL	<DL
Ba	5	291	485	285	498
Be	5	<DL	<DL	<DL	<DL
Bi	5	<DL	<DL	<DL	<DL
Ca	60	39330	24110	38440	17330
Cd	5	<DL	<DL	<DL	<DL
Co	5	<DL	<DL	<DL	<DL
Cr	5	18	<DL	<DL	<DL
Cu	10	14190	108	<DL	<DL
Fe	10	98110	57640	62310	19740
K	1	11800	19100	12800	19600
Mg	15	55950	9899	17480	8605
Mn	5	1565	586	1011	655
Mo	5	<DL	<DL	<DL	<DL
Na	1	4040	10500	15100	8400
Ni	5	<DL	<DL	<DL	<DL
Pb	5	<DL	<DL	<DL	<DL
S	200	22300	31660	16260	2404
Ti	25	2373	2251	4017	1862
Zn	55	679	110	<DL	162

(<DL = plus petit que limite de détection)

ANNEXE B – DÉTAILS DU MODÈLE POLLUTEV7

Cette annexe permet de spécifier les données entrées dans le modèle Pollutev7 pour évaluer la valeur de K_r du résidu désulfuré.

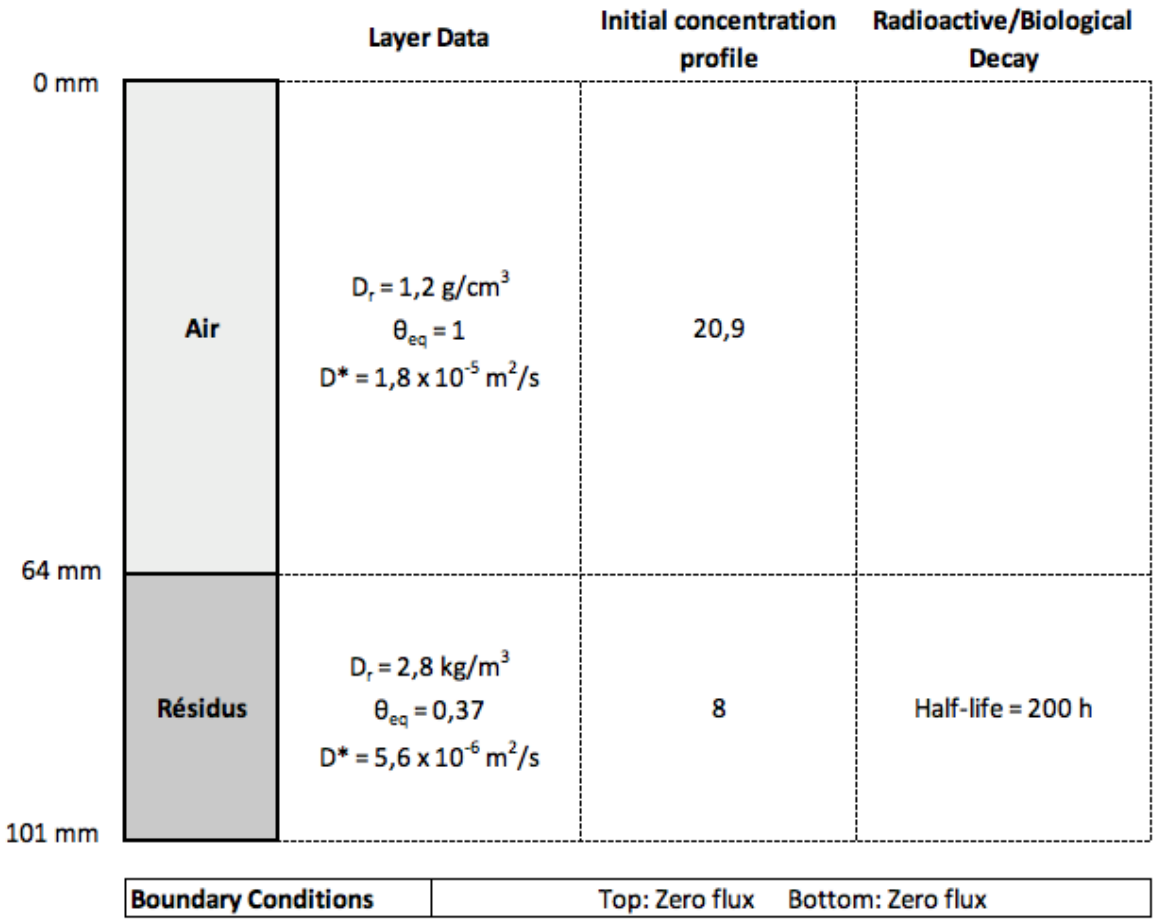

Figure B.1 : Données entrées dans le modèle Pollutev7 pour obtenir la valeur de K_r du résidu Westwood désulfuré à la suite de l'essai de diffusion/consommation d'oxygène

En entrant ces données, une concentration d'oxygène de 18.31 devrait être obtenue à 1 heure, ainsi qu'une concentration de 17.77 à 50 heures.

ANNEXE C – RÉSULTATS HYDROGÉOLOGIQUES DES ESSAIS EN COLONNES

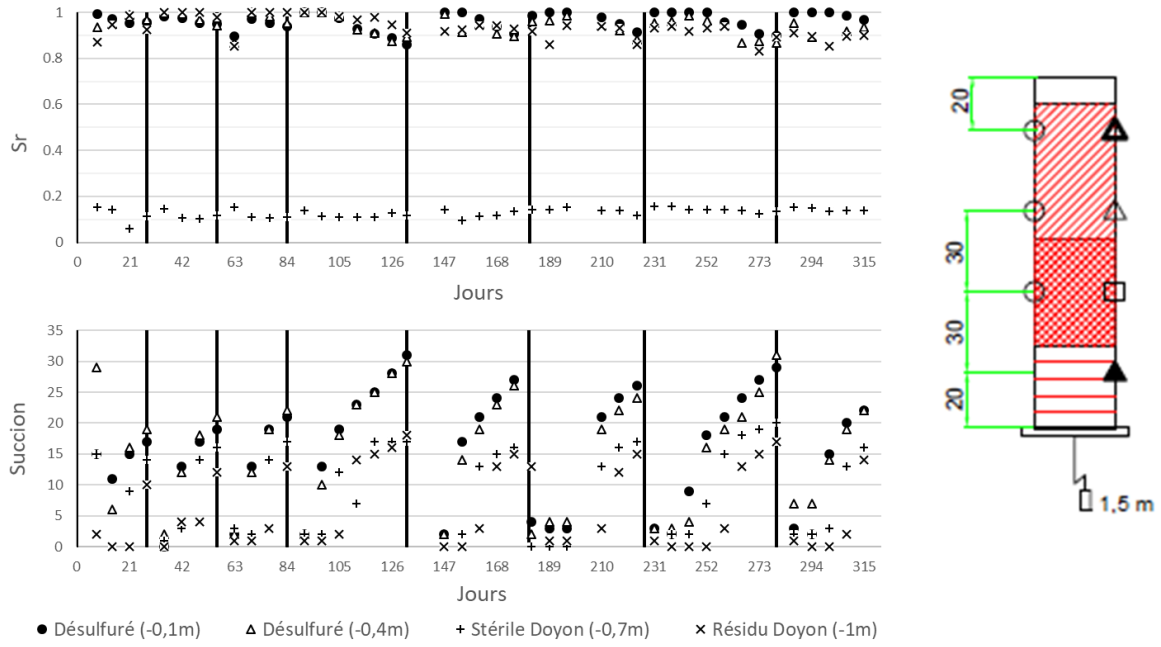

Figure C.1 : Degrés de saturation et succion mesurés dans la colonne C1

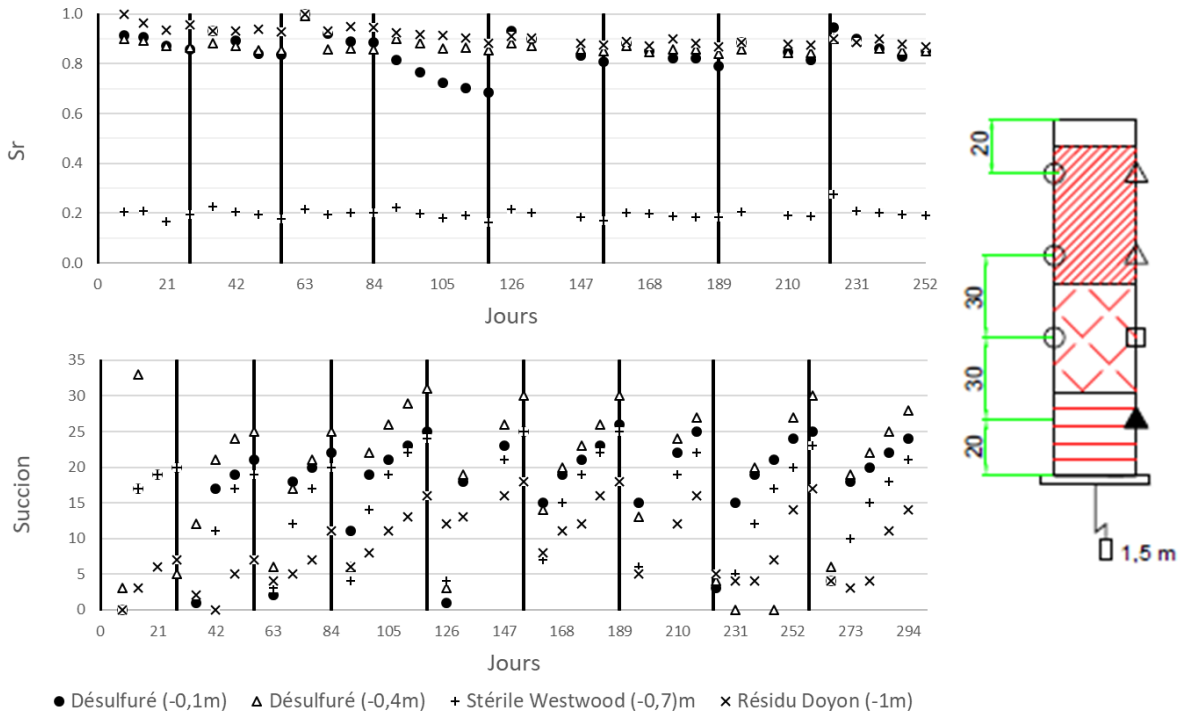

Figure C.2 : Degrés de saturation et succion mesurés dans la colonne C2

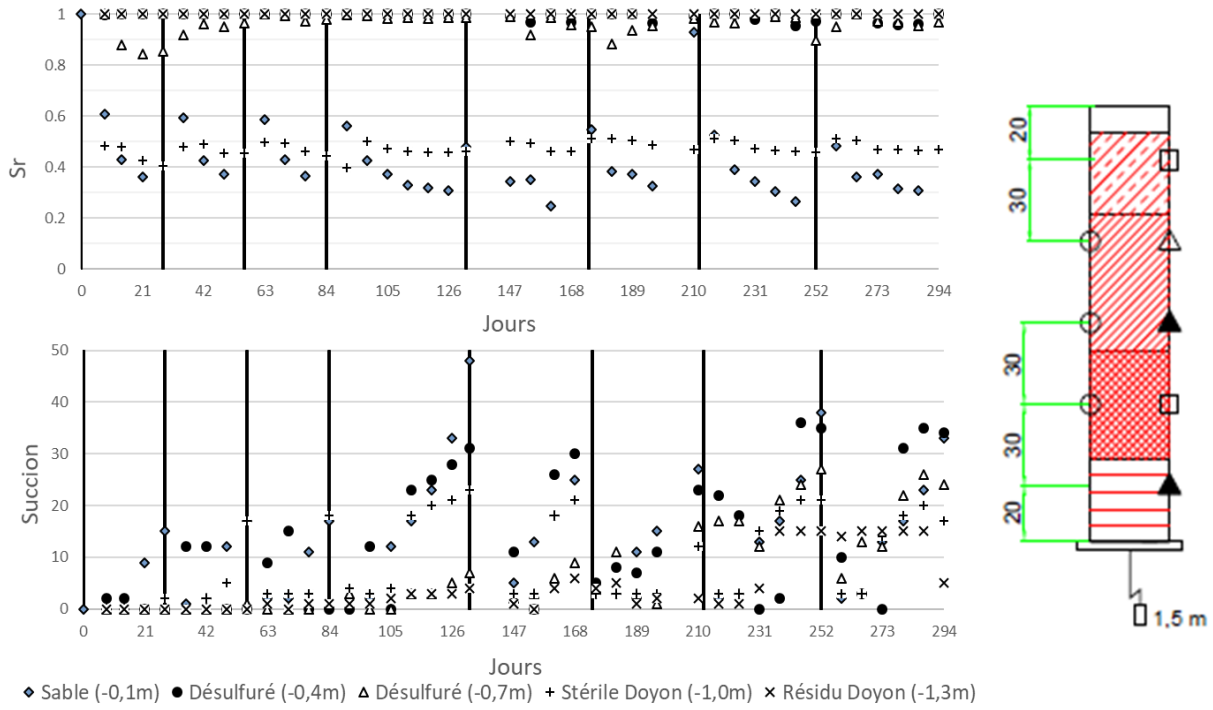

Figure C.3 : Degrés de saturation et succion mesurés dans la colonne C3

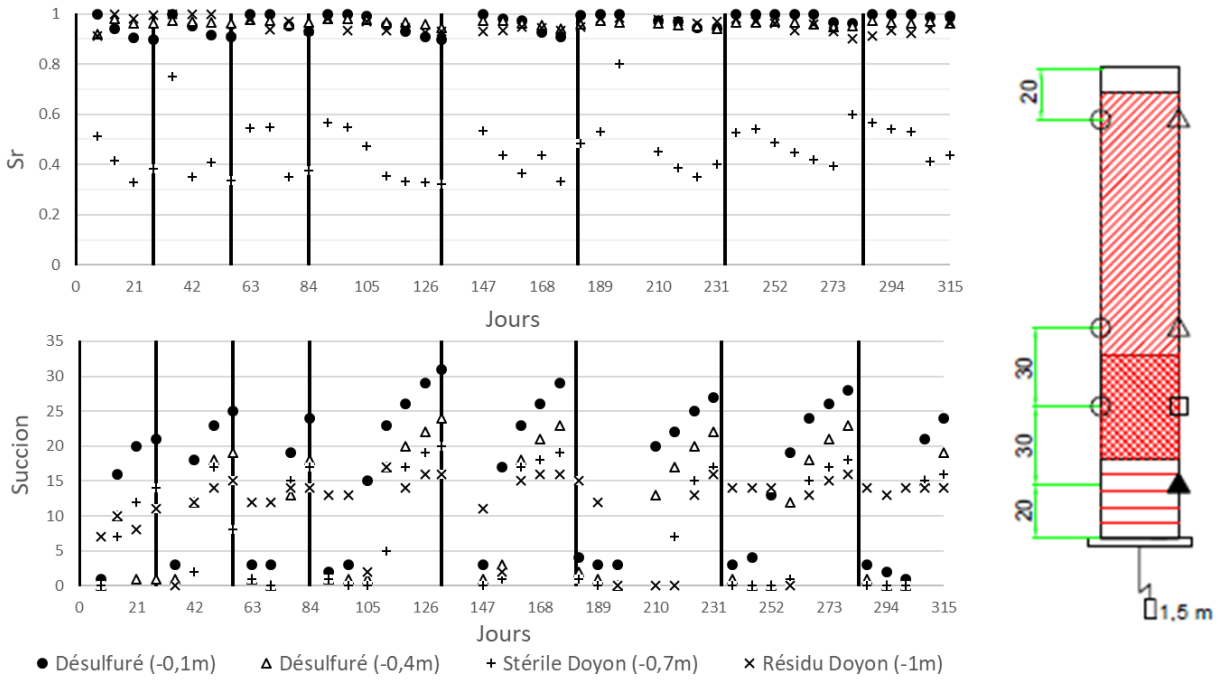

Figure C.4 : Degrés de saturation et succion mesurés dans la colonne C4

ANNEXE D – RÉSULTATS GÉOCHIMIQUES DES ESSAIS EN COLONNES

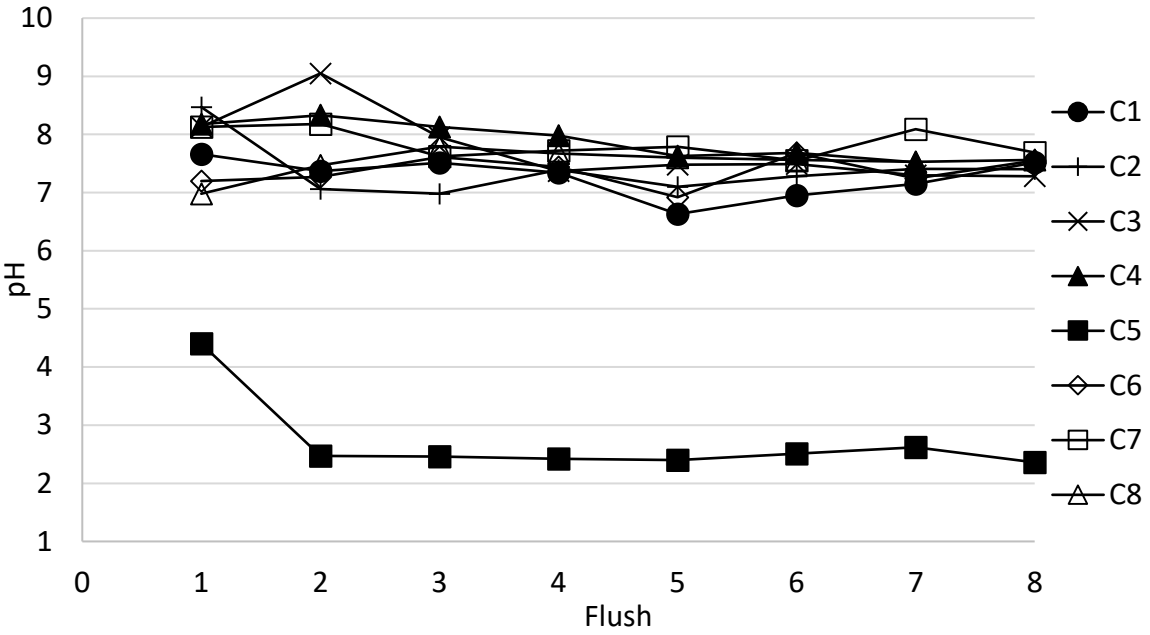

Figure D.1 : pH des lixiviats des essais en colonnes

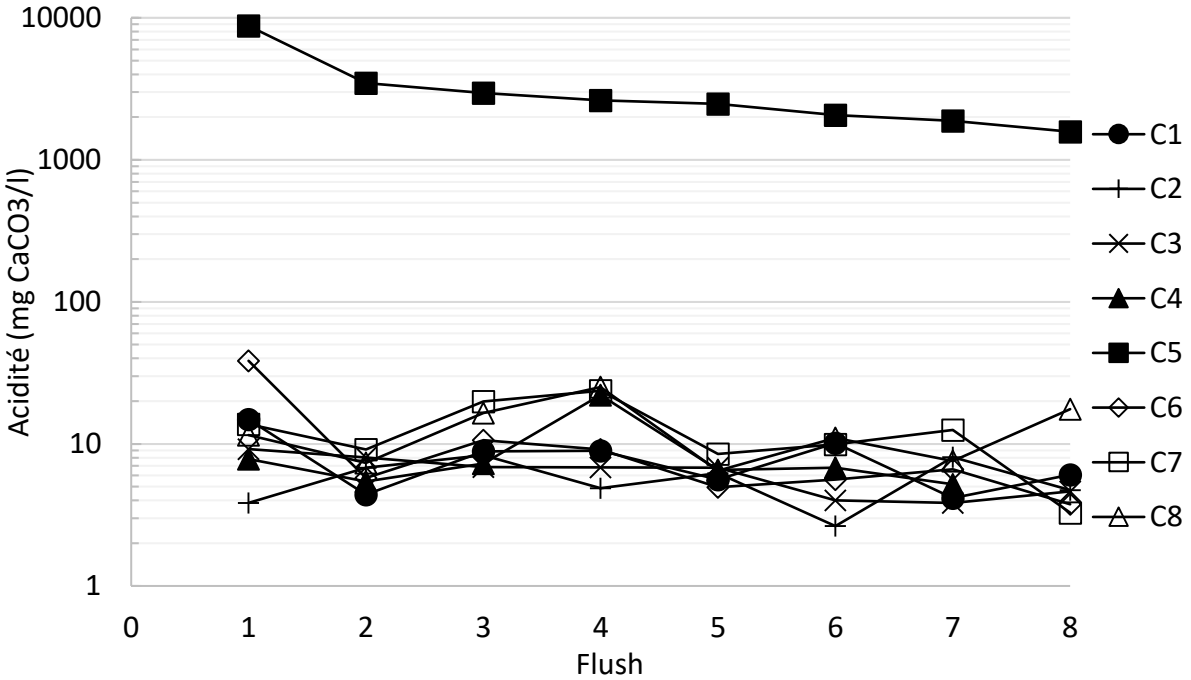

Figure D.2 : Acidité des lixiviats des essais en colonne

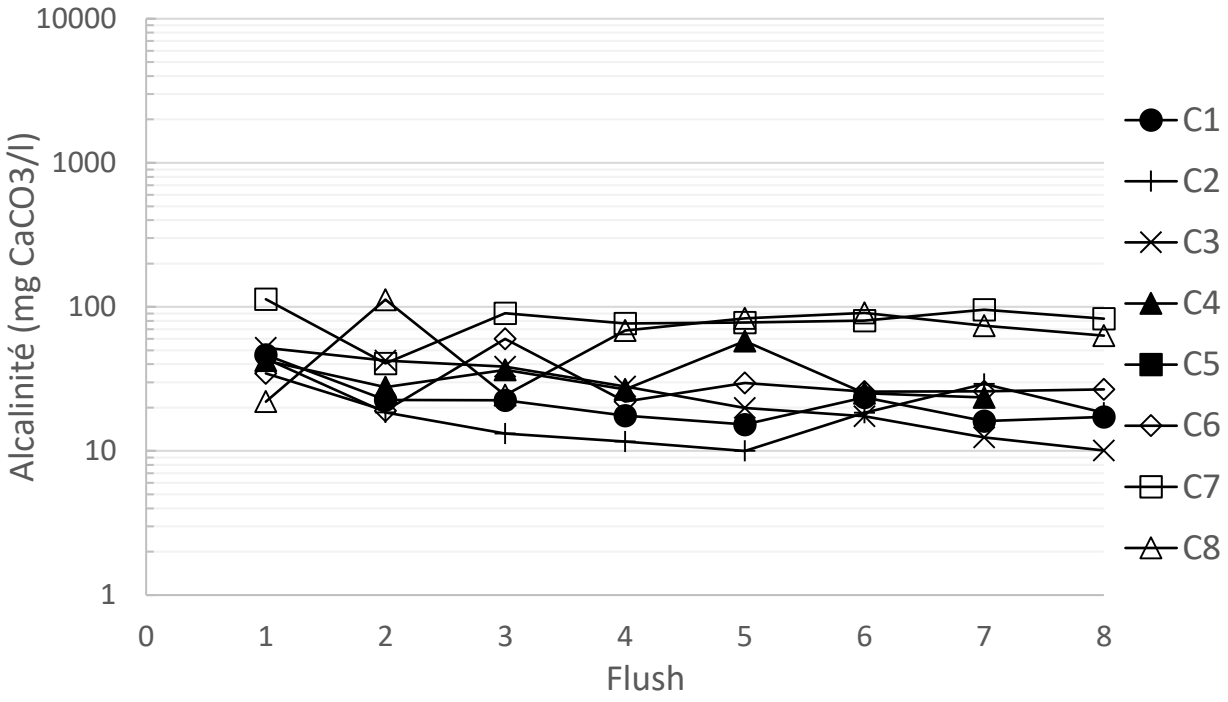

Figure D.3 Alcalinité des lixiviats des essais en colonnes

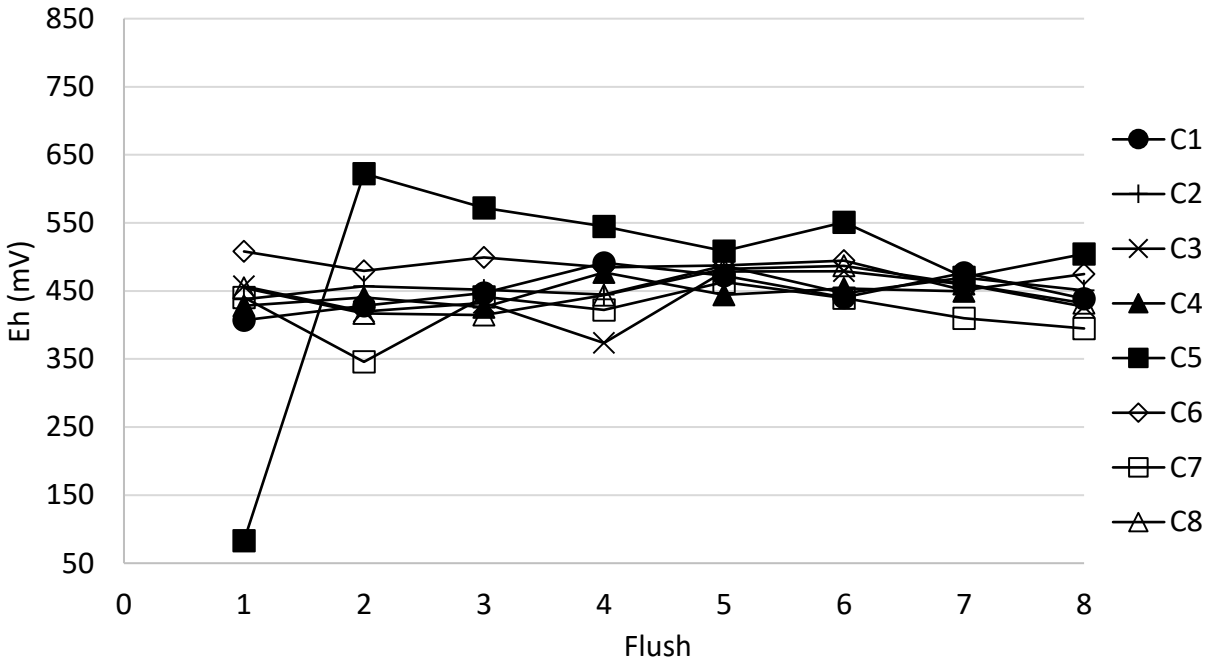

Figure D.4 : Potentiel redox des lixiviats des essais en colonnes

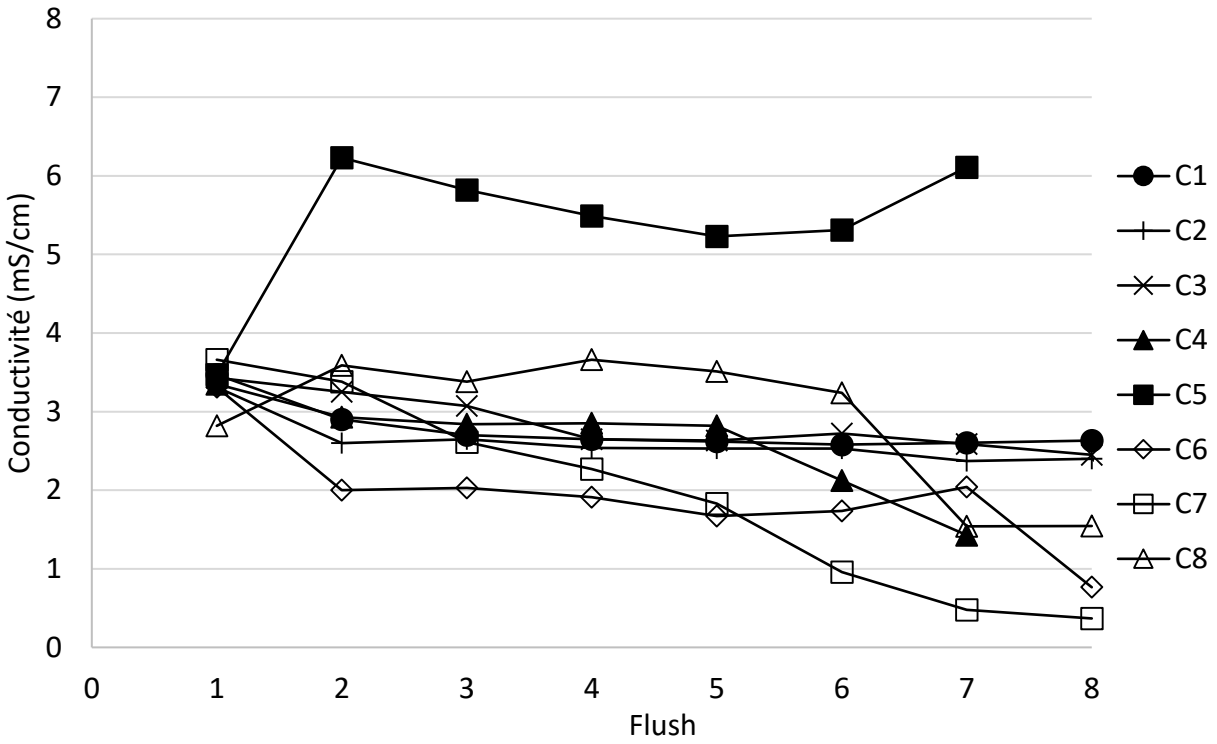

Figure D.5 : Conductivité électrique des lixiviats des essais en colonnes

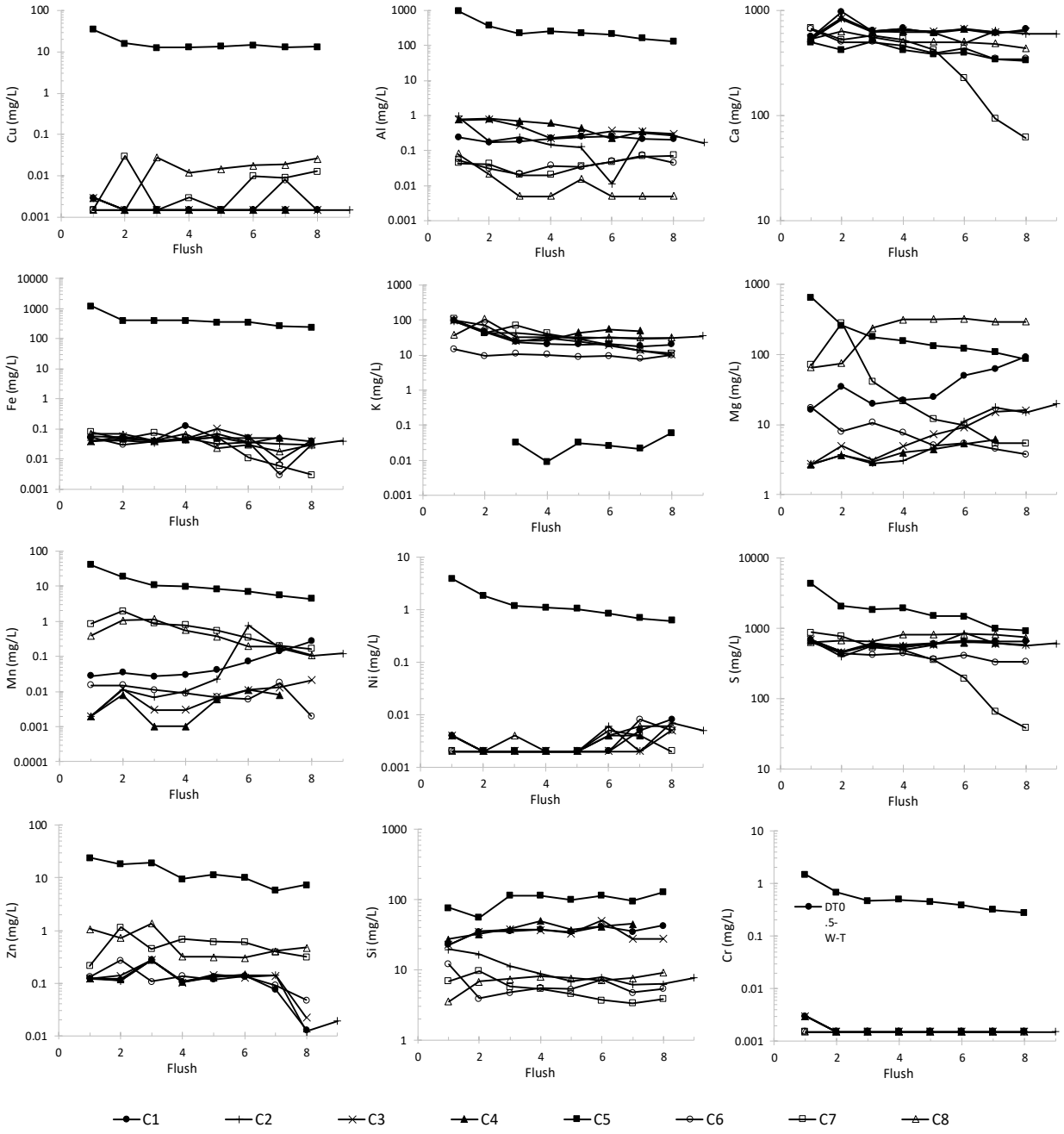

Figure D.6 : Concentration des métaux dans les lixiviats des essais en colonnes

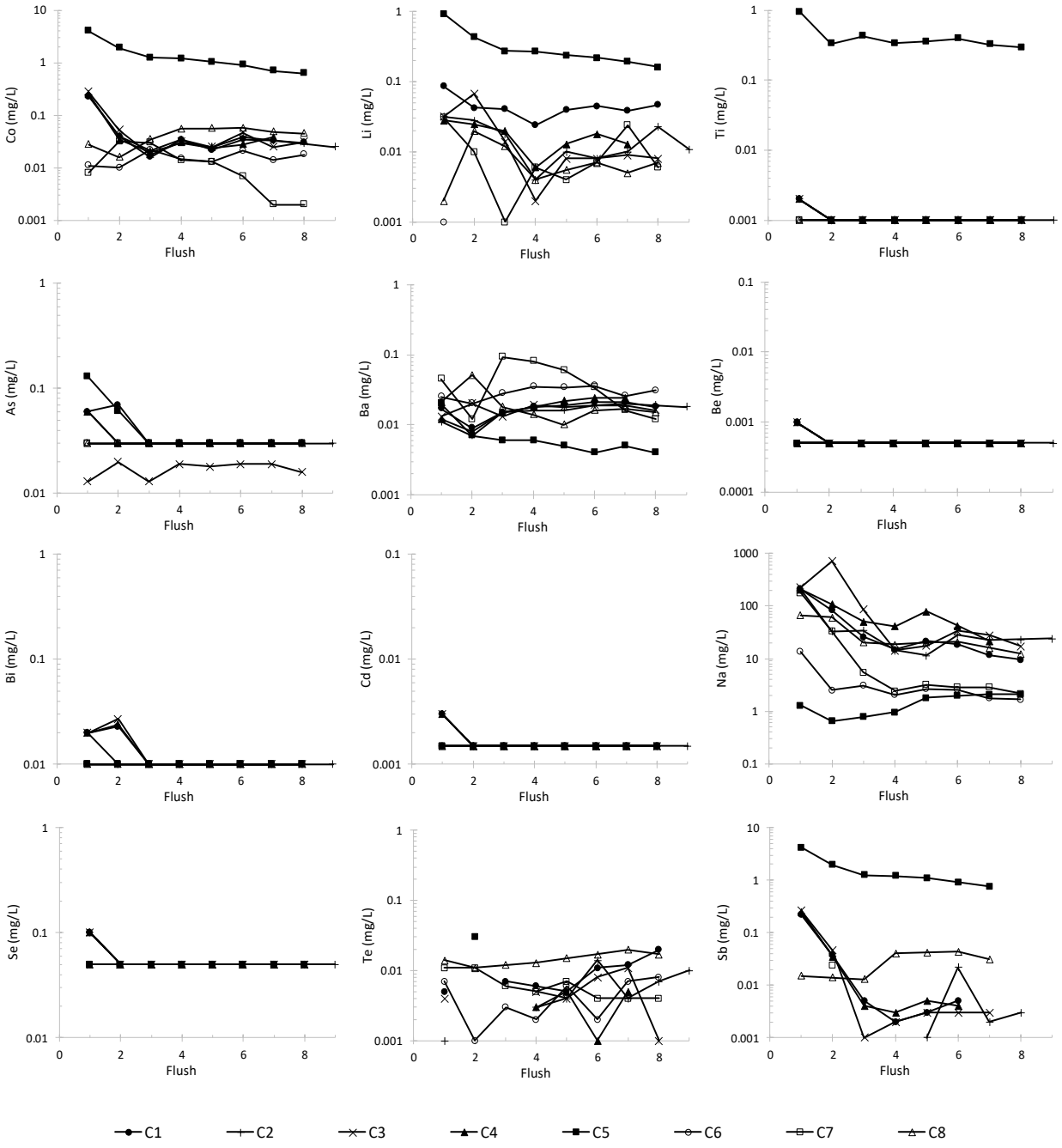

Figure D.7 : Concentration des métaux dans les lixiviats des essais en colonnes (suite)

ANNEXE E – FONCTIONS DE CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE EXTIMÉES AVEC LE LOGICIEL SEEP/W

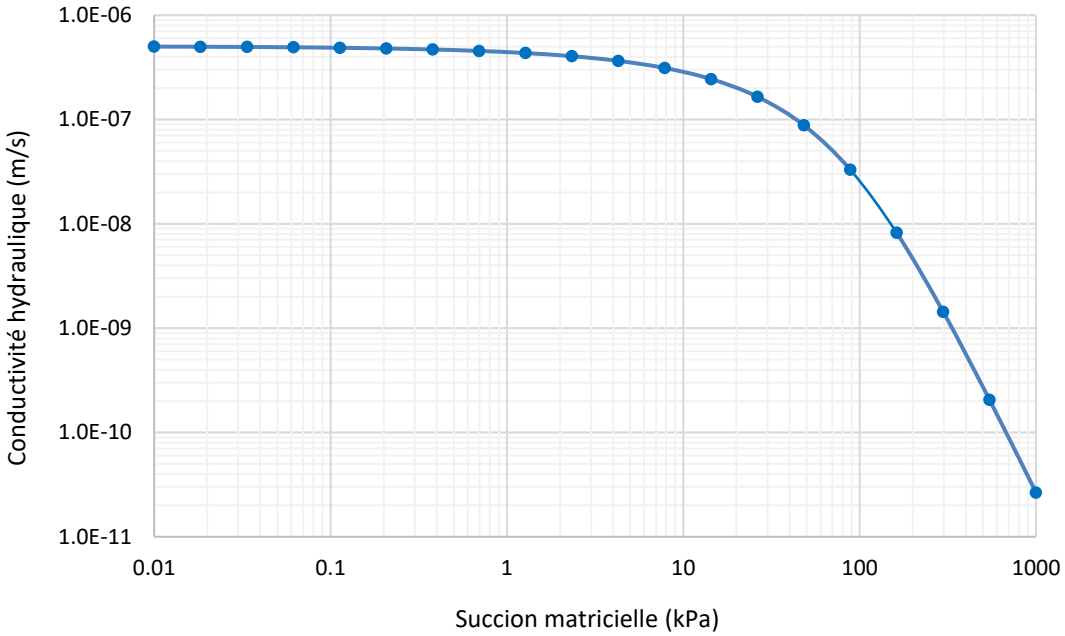

Figure E.1 : Fonction de conductivité hydraulique estimée par SEEP/W pour le résidus Doyon

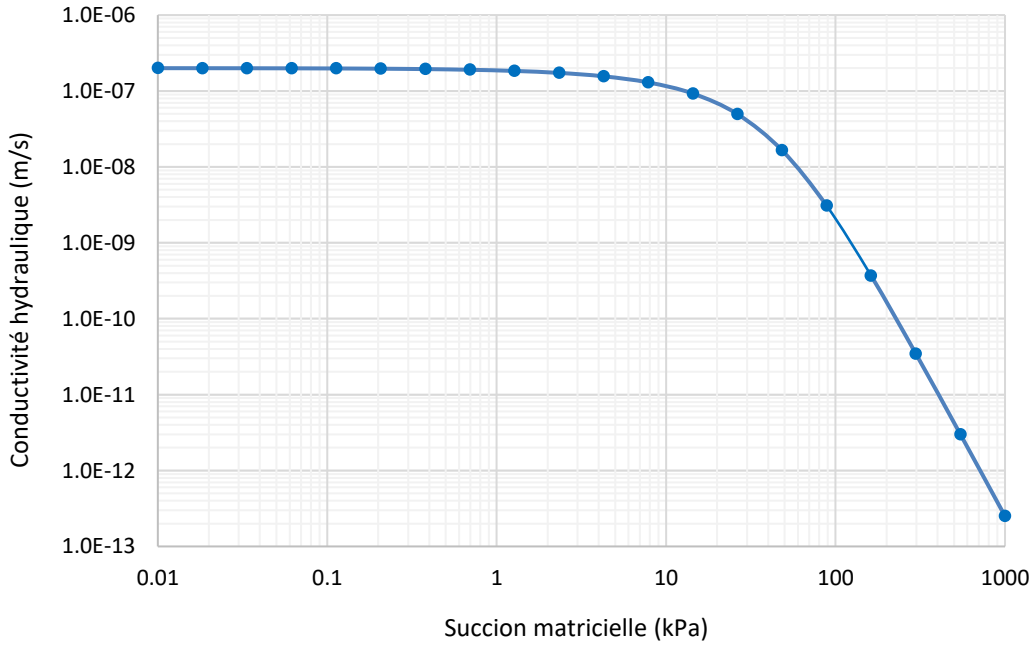

Figure E.2 : Fonction de conductivité hydraulique estimée par SEEP/W pour le résidus Westwood

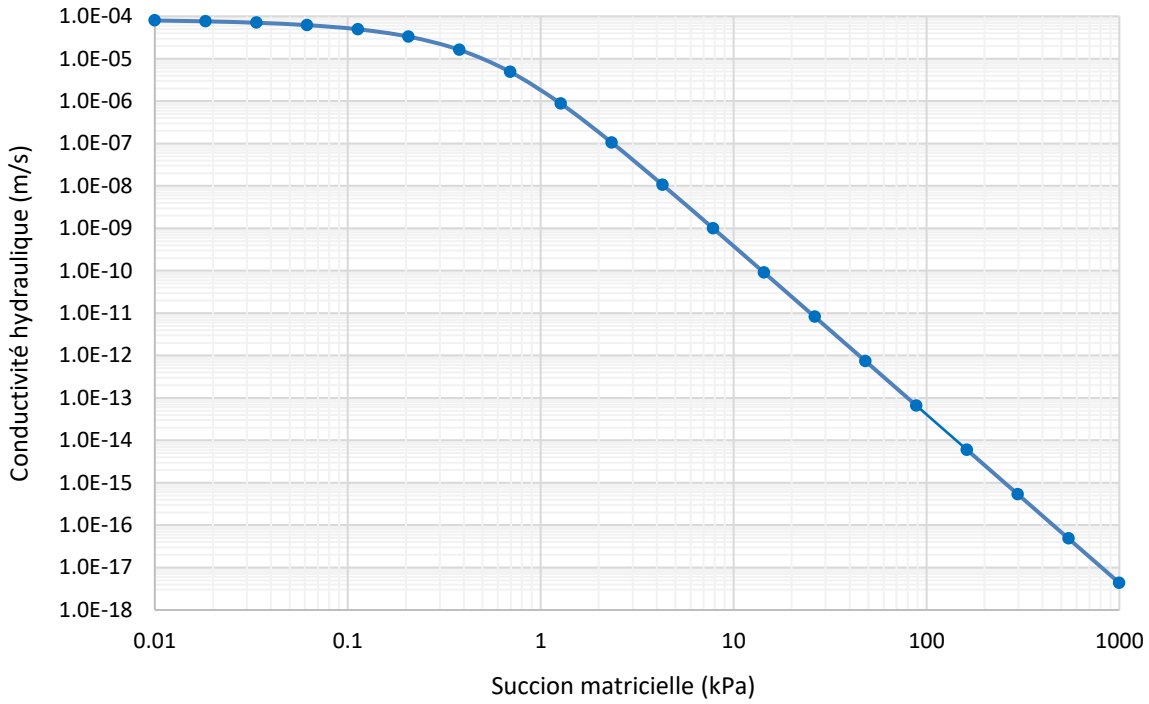

Figure E.3 : Fonction de conductivité hydraulique estimée par SEEP/W pour le stérile Doyon

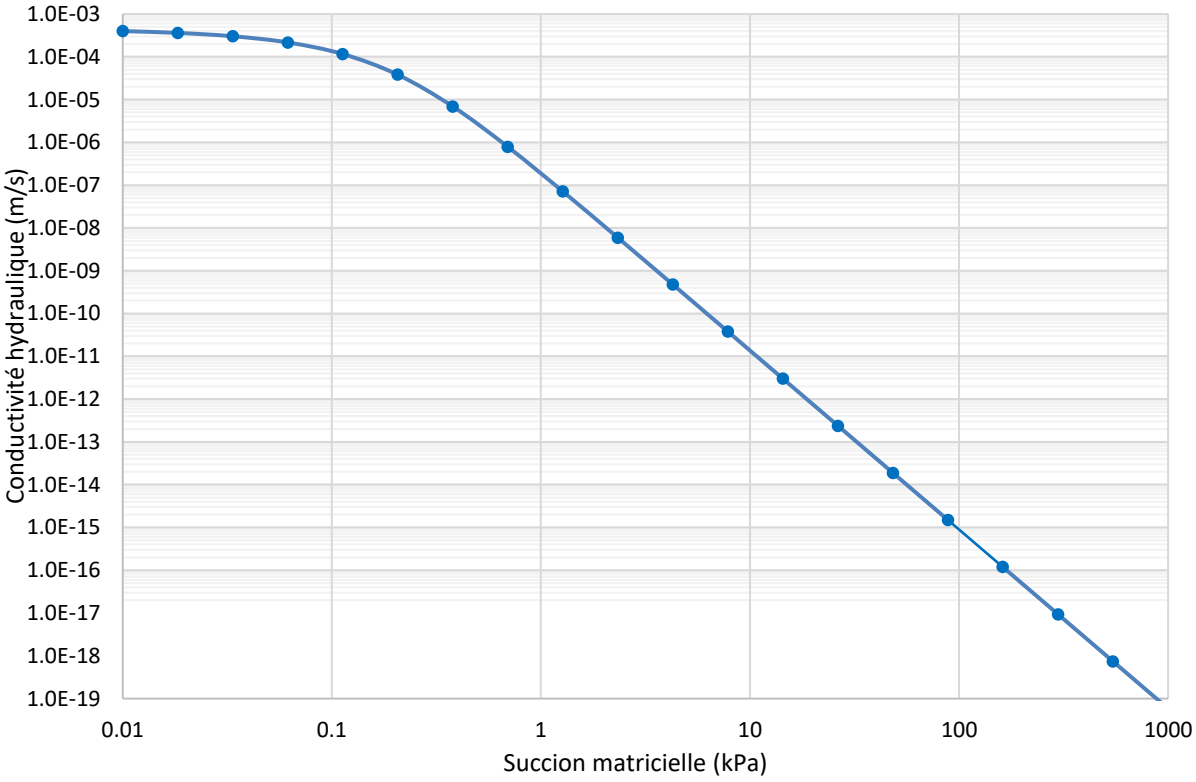

Figure E.4 : Fonction de conductivité hydraulique estimée par SEEP/W pour le stérile Westwood

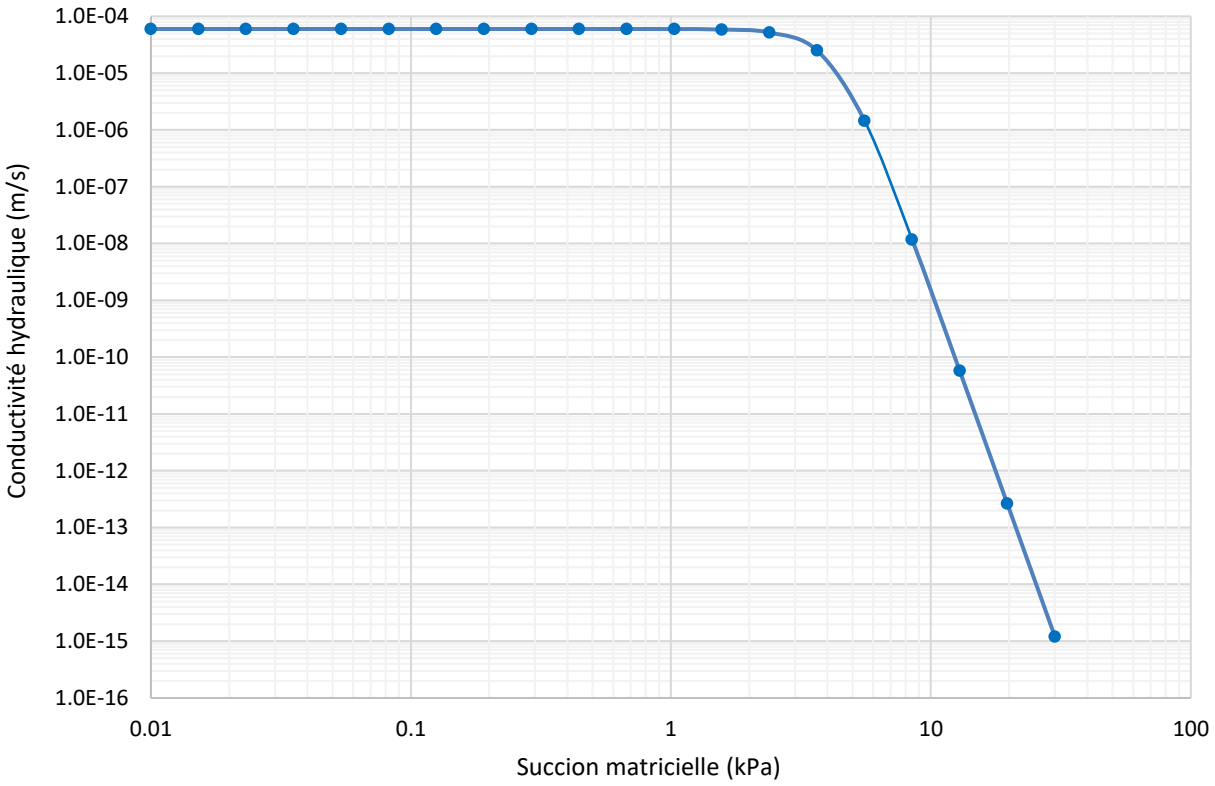

Figure E.5 : Fonction de conductivité hydraulique estimée par SEEP/W pour le sable

ANNEXE F – RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION VISUAL MINTEQ

Tableau F.1 : Indices de saturation positifs calculés par Visual MINTEQ pour la colonne C1

Minéral	Rinçage							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Al(OH)3 (am)					0.203	0.031		
Al(OH)3 (Soil)	1.886	2.016	1.926	2.159	2.713	2.541	2.306	1.966
Al2O3(s)	0.703	0.962	0.781	1.248	2.356	2.012	1.542	0.861
Al4(OH)10SO4(s)	0.523	1.31	0.89	2.122	5.832	4.521	3.183	1.052
Alunite	1.903	2.235	1.693	2.762	6.682	5.248	3.886	1.741
Barite	0.408		0.302	0.35	0.428	0.476	0.479	0.386
Boehmite	1.599	1.729	1.639	1.872	2.426	2.254	2.019	1.678
Chalcedony	0.465	0.65	0.659	0.682	0.643	0.722	0.654	0.735
Cristobalite	0.265	0.45	0.459	0.482	0.443	0.522	0.454	0.535
Diaspore	3.304	3.434	3.344	3.577	4.131	3.959	3.724	3.383
Ferrihydrite		3.798	3.819	4.166	3.032	3.366	3.552	3.813
Ferrihydrite (aged)		4.308	4.329	4.676	3.542	3.876	4.062	4.323
Gibbsite (C)	2.436	2.566	2.476	2.709	3.263	3.091	2.856	2.516
Goethite		6.508	6.528	6.875	5.741	6.076	6.261	6.523
Gypsum	0.006	0.031	0.019	0.017	0.021	0.055	0.024	0.041
Halloysite	4.608	5.238	5.075	5.588	6.619	6.431	5.827	5.306
Hematite		15.417	15.457	16.152	13.884	14.553	14.923	15.446
Hercynite	6.179	3.141	2.53	2.76	3.768	3.973	2.878	2.736
Imogolite	4.268	4.713	4.541	5.031	6.1	5.834	5.297	4.697
Kaolinite	6.748	7.378	7.215	7.728	8.759	8.571	7.966	7.446
K-Jarosite		1.912	1.701	3.111	1.968	2.054	1.952	1.613
Lepidocrocite		5.628	5.648	5.995	4.861	5.196	5.381	5.643
Maghemite		7.613	7.653	8.348	6.08	6.749	7.119	7.642
Magnesioferrite		8.578	8.611	9.029	5.361	6.962	7.832	9.27
Magnetite		16.016	15.626	16.083	13.716	14.934	14.679	15.741
Quartz	0.915	1.1	1.109	1.132	1.093	1.172	1.104	1.185

Tableau F.2 : Indices de saturation positifs calculés par Visual MINTEQ pour la colonne C2

Minéral	Rinçage							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Al(OH)3 (Soil)	1.68	2.316	2.493	1.948	2.122	0.909	2.251	2.186
Al2O3(s)	0.289	1.562	1.917	0.825	1.174		1.431	1.302
Al4(OH)10SO4(s)		3.122	4.216	1.147	2.517		2.418	2.157
Alunite		4.029	5.221	2.172	3.644		3.101	2.92
Aragonite	1.246							
Barite	0.215		0.3	0.282	0.348	0.536	0.446	0.411
Boehmite	1.393	2.029	2.206	1.661	1.835	0.621	1.963	1.899
CaCO3xH2O(s)	0.053							
Calcite	1.39							
Chalcedony	0.376	0.323	0.158	0.046				
Cristobalite	0.176	0.123						
Diaspore	3.098	3.734	3.911	3.366	3.54	2.326	3.668	3.604
Dolomite (disordered)	0.326							
Dolomite (ordered)	0.876							
Ferrihydrite	4.483	3.387	3.251	3.746	3.66	3.53	3.624	3.573
Ferrihydrite (aged)	4.993	3.897	3.761	4.256	4.17	4.04	4.134	4.083
Gibbsite (C)	2.23	2.866	3.043	2.498	2.672	1.459	2.801	2.736
Goethite	7.193	6.096	5.96	6.455	6.37	6.24	6.334	6.283
Gypsum			0.02		0.02	0.016	0.034	0
Halloysite	4.018	5.184	5.209	3.894	4.024	1.717	4.196	4.078
Hematite	16.786	14.593	14.321	15.311	15.141	14.88	15.068	14.967
Hercynite	1.896	3.156	3.546	2.658	2.493	0.439	2.7	2.851
Hydrozincite	0.029							
Imogolite	3.767	4.986	5.176	3.973	4.212	1.845	4.426	4.303
Kaolinite	6.158	7.324	7.349	6.033	6.164	3.857	6.336	6.217
K-Jarosite	1.567	1.571	1.822	1.895	2.588	2.058	1.552	1.412
Lepidocrocite	6.313	5.216	5.08	5.575	5.49	5.36	5.454	5.403
Maghemite	8.982	6.789	6.517	7.507	7.337	7.076	7.264	7.163
Magnesioferrite	10.954	6.181	5.57	7.438	6.845	7.233	7.96	7.778
Magnetite	16.812	14.607	14.37	15.563	14.88	14.992	14.757	14.935
Quartz	0.826	0.773	0.608	0.496	0.387	0.447	0.344	0.35
Vaterite	0.823							
Zn-Al LDH(s)	0.102							

Tableau F.3 : Indices de saturation positifs calculés par Visual MINTEQ pour la colonne C3

Minéral	Rinçage							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Al(OH)3 (Soil)	1.927	1.01	1.934	2.139	2.126	2.231	2.386	2.344
Al2O3(s)	0.783		0.797	1.207	1.181	1.391	1.701	1.618
Al4(OH)10SO4(s)			0.071	2.003	1.766	2.2	3.184	3.031
Alunite	0.644		0.477	2.837	2.429	2.659	3.525	3.29
Aragonite	0.565	2.587	0.309					
Barite	0.297	0.232	0.258	0.394	0.394	0.436	0.429	0.336
Boehmite	1.639	0.723	1.646	1.851	1.838	1.943	2.099	2.057
CaCO3xH2O(s)		1.394						
Calcite	0.709	2.73	0.452					
Chalcedony	0.456	0.574	0.677	0.673	0.627	0.805	0.545	0.547
Chrysotile		3.47						
Cristobalite	0.256	0.374	0.477	0.473	0.427	0.605	0.345	0.347
Diaspore	3.344	2.428	3.351	3.556	3.543	3.648	3.804	3.762
Dolomite (disordered)		3.096						
Dolomite (ordered)		3.646						
Ferrihydrite	4.332	4.327	4.205	3.748	4.197	3.912	2.966	3.594
Ferrihydrite (aged)	4.842	4.837	4.715	4.258	4.707	4.422	3.476	4.104
Gibbsite (C)	2.477	1.56	2.484	2.689	2.676	2.781	2.936	2.894
Goethite	7.042	7.037	6.915	6.457	6.906	6.621	5.675	6.303
Gypsum			0.026	0.017	0.027	0.062	0.028	0.022
Halloysite	4.671	3.073	5.126	5.53	5.412	5.978	5.768	5.688
Hausmannite		1.671						
Hematite	16.485	16.475	16.23	15.315	16.214	15.643	13.752	15.008
Hercynite	2.253	0.126	2.735	4.263	2.805	2.71	2.586	3.707
Huntite		1.136						
Hydrozincite		1.986						
Imogolite	4.34	2.624	4.575	4.981	4.909	5.298	5.348	5.266
Kaolinite	6.811	5.213	7.266	7.67	7.552	8.118	7.908	7.828
K-Jarosite	2.191		1.622	1.994	2.973	2.032		1.369
Lepidocrocite	6.162	6.157	6.035	5.577	6.026	5.741	4.795	5.423
Maghemite	8.681	8.671	8.426	7.511	8.41	7.839	5.948	7.204
Magnesioferrite	9.968	12.072	9.443	7.59	8.867	8.402	6.355	7.607
Magnetite	16.374	16.071	16.589	16.792	16.257	15.382	13.056	15.516
Manganite		0.941						
Pyrolusite		1.046						
Quartz	0.906	1.024	1.127	1.123	1.077	1.255	0.995	0.997
Sepiolite		3.057						
Sepiolite (A)		0.037						
Smithsonite		0.096						

Strontianite		0.339						
Vaterite	0.143	2.164						
Zn-Al LDH(s)		0.215						

Tableau F.4 : Indices de saturation positifs calculés par Visual MINTEQ pour la colonne C4

Minéral	Rinçage						
	1	2	3	4	5	6	7
Al(OH)3 (am)	2.421	1.872	1.849	2.057	2.355	2.281	2.314
Al(OH)3 (Soil)	4.931	4.382	4.359	4.567	4.865	4.791	4.824
Al2O3(s)	6.801	5.698	5.65	6.068	6.662	6.514	6.578
Al4(OH)10SO4(s)	12.338	9.593	9.856	11.022	12.826	12.424	12.731
Alunite			5.148	5.731	8.056	7.595	7.816
Aragonite	0.197	0.598	0.314				
Barite	0.775	0.22	0.138	0.153	0.041		
Boehmite	4.647	4.096	4.073	4.281	4.578	4.504	4.537
Calcite	0.341	0.741	0.458	0.053	1.104		
Chalcedony	0.995	0.842	1.157	1.164	0.904	1.166	1.084
Chrysotile	4.164	4.052	3.095	1.992	6.283	0.05	
Cristobalite	0.795	0.642	0.957	0.964		0.966	0.884
Diaspore	6.352	5.801	5.778	5.986		6.209	6.242
Dolomite (disordered)	0.659	1.123	0.31				
Dolomite (ordered)	1.209	1.673	0.86	0.083			
Fe3(OH)8(s)	13.427	11.896	12.07	10.998	10.843	10.804	10.195
Ferrihydrite	8.812	8.42	8.33	8.211	7.856	7.913	7.635
Ferrihydrite (aged)	9.322	8.93	8.84	8.721	8.366	8.423	8.145
Gibbsite (C)	5.481	4.932	4.909	5.117	5.415	5.341	5.374
Goethite	11.525	11.131	11.041	10.922	10.566	10.623	10.345
Greenalite	2.962	0.408	2.099		1.161	0.825	0.502
Gypsum	0.184	0.039	0.113	0.039			
Halloysite	11.76	10.355	10.938	11.37	11.845	11.821	11.722
Hausmannite	6.619	7.623	4.966	5.335	1.395	1.9	0.44
Hematite	25.454	24.664	24.484	24.246	23.534	23.648	23.091
Hercynite	13.191	11.337	11.643	11.227	12.376	12.075	12.086
H-Jarosite	5.729	3.455	3.899	4.204	4.368	4.325	3.845
Hydrozincite	6.526	8.627	7.134	4.065	1.426	1.69	
Imogolite	10.89	9.638	9.906	10.331	10.865	10.78	10.762
Kaolinite	13.9	12.495	13.078	13.51	13.985	13.961	13.862
K-Jarosite	3.3	1.227	11.393	10.992	11.358	11.291	10.579
Lepidocrocite	10.645	10.251	10.161	10.042	9.686	9.743	9.465
Maghemite	17.65	16.86	16.68	16.442	15.73	15.844	15.287
Magnesioferrite	21.003	20.278	19.568	18.957	17.526	17.711	16.865

Magnetite	30.263	28.723	28.896	27.825	27.668	27.629	27.018
Manganite	2.348	2.802	1.768	2.129	0.513	0.751	0.189
MnCO3 (am)	1.201	1.298	0.708	0.355			
Na-Jarosite	9.384	7.011	7.339	7.58	7.68	7.73	7.137
Ni(OH)2 (c)	0.379	0.498					
NiCO3(s)	0.803	0.921	0.385	0.045			
Pyrolusite	1.729	2.538	1.061	2.136		0.057	
Quartz	1.445	1.292	1.607	1.614	1.554	1.616	1.534
Rhodochrosite	1.701	1.798	1.208	0.855	0.149	0.177	
Sepiolite	4.215	3.89	3.778	3.054	1.437	1.764	0.943
Sepiolite (A)	1.195	0.87	0.758	0.034			
SiO2 (am,gel)	0.155	0.002	0.317	0.324	0.264	0.326	0.244
SiO2 (am,ppt)	0.185	0.032	0.347	0.354	0.294	0.356	0.274
Smithsonite	1.006	1.425	1.126	0.513		0.037	
Spinel	3.433	2.394	1.817	1.862	1.736	1.659	1.435
Vaterite		0.175					
Zincite	0.445	0.864	0.565				
Zn(OH)2 (beta)		0.338	0.04				
Zn(OH)2 (delta)		0.248					
Zn(OH)2 (epsilon)	0.137		0.26				
Zn(OH)2 (gamma)		0.358	0.06				
Zn4(OH)6SO4(s)	0.441	1.573	0.736				
Zn-Al LDH(s)	5.95	6.243	5.622	4.604	3.846	3.877	3.03
ZnCO3(s)	0.906	1.325	1.026	0.413			
ZnCO3:1H2O(s)	0.362	0.783	0.484				

Tableau F.5 : Indices de saturation positifs calculés par Visual MINTEQ pour la colonne C5

Minéral	**Rinçage**							
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
Al(OH)3 (Soil)	0.941							
Al4(OH)10SO4(s)	3.659							
AlOHSO4(s)	1.896							
Barite	0.641	0.105	0.046	0.06				
Boehmite	0.656							
Chalcedony	0.988	0.858	1.167	1.171	1.107	1.17	1.087	1.217
Cristobalite	0.788	0.658	0.967	0.971	0.907	0.97	0.887	1.017
Diaspore	2.361							
Goethite		1.474	0.654	0.058		0.445		
Gibbsite (C)	1.491							
Gypsum	0.084		0.041					
Halloysite	3.766							

Hematite		5.349	3.709	2.517	1.196	3.292	1.123	0.675
Hercynite	1.861							
Imogolite	2.903							
Kaolinite	5.906							
Lepidocrocite		0.594						
Magnetite	0.994	2.535	0.937			0.62		
Quartz	1.438	1.308	1.617	1.621	1.557	1.62	1.537	1.667
SiO2 (am,gel)	0.148	0.018	0.327	0.331	0.267	0.33	0.247	0.377
SiO2 (am,ppt)	0.178	0.048	0.357	0.361	0.297	0.36	0.277	0.407

Tableau F.6 : Indices de saturation positifs calculés par Visual MINTEQ pour la colonne C6

Minéral	**Rinçage**							
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
Al(OH)3 (Soil)	1.674	1.366	0.896	1.303	1.711	1.199	1.78	1.291
Al2O3(s)	0.279				0.35		0.488	
Al4(OH)10SO4(s)	0.544				1.089		0.701	
Alunite	1.732	0.185			2.165		1.312	
Barite	0.549	0.392	0.521	0.648	0.605	0.65	0.477	0.56
Boehmite	1.387	1.078	0.609	1.015	1.423	0.911	1.492	1.003
Chalcedony	0.184							
Diaspore	3.092	2.783	2.314	2.72	3.128	2.616	3.197	2.708
Ferrihydrite	3.628	3.467	3.911	3.856	3.154	3.956	2.446	3.748
Ferrihydrite (aged)	4.138	3.977	4.421	4.366	3.664	4.466	2.956	4.258
Gibbsite (C)	2.224	1.916	1.446	1.853	2.261	1.749	2.33	1.841
Goethite	6.338	6.177	6.621	6.566	5.863	6.666	5.155	6.457
Gypsum	0.057							
Halloysite	3.623	2.028	1.258	2.205	2.979	2.216	3.024	2.145
Hematite	15.077	14.754	15.642	15.532	14.126	15.732	12.71	15.314
Hercynite	1.112	0.741		0.751	1.338	0.234	1.064	0.674
Imogolite	3.564	2.458	1.603	2.483	3.278	2.385	3.369	2.441
Kaolinite	5.763	4.168	3.398	4.345	5.119	4.356	5.164	4.285
K-Jarosite	1.924	0.82	1.15	1.545	0.824	1.056		0.734
Lepidocrocite	5.458	5.297	5.741	5.686	4.983	5.786	4.275	5.577
Maghemite	7.273	6.95	7.838	7.728	6.322	7.928	4.906	7.51
Magnesioferrite	7.535	7.078	8.78	8.176	5.579	8.713	4.766	7.909
Magnetite	14.33	14.255	14.919	15.169	13.534	15.059	11.706	14.898
Quartz	0.634	0.146	0.23	0.297	0.276	0.407	0.229	0.279

Tableau F.7 : Indices de saturation positifs calculés par Visual MINTEQ pour la colonne C7

Minéral	Rinçage							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Al(OH)3 (Soil)	0.682	0.612	0.859	0.766	0.948	1.32	0.973	1.388
Aragonite	0.63	0.654					0.072	
Barite	0.853	0.226	1.072	1.017	0.827	0.483		
Boehmite	0.395	0.325	0.572	0.478	0.661	1.032	0.685	1.1
Calcite	0.774	0.797			0.054		0.216	
Chalcedony		0.079						
Chrysotile	0.01	2.461						
Diaspore	2.1	2.03	2.277	2.183	2.366	2.737	2.39	2.805
Dolomite (disordered)	0.41	1.156						
Dolomite (ordered)	0.96	1.706						
Fe3(OH)8(s)	0.765	1.725						
Ferrihydrite	4.643	4.446	4.192	4.072	4.214	3.322	3.539	2.913
Ferrihydrite (aged)	5.153	4.956	4.702	4.582	4.724	3.832	4.049	3.423
Gibbsite (C)	1.232	1.162	1.409	1.316	1.498	1.87	1.523	1.938
Goethite	7.353	7.156	6.902	6.782	6.924	6.031	6.248	5.622
Gypsum	0.105							
Halloysite	1.145	1.289	1.345	1.106	1.314	1.878	1.09	2.055
Hausmannite	2.671	0.988			0.635		0.406	
Hematite	17.108	16.714	16.204	15.965	16.248	14.462	14.896	13.644
Hercynite	0.354	1.569	0.751	0.667	0.413	0.903	0.384	1.242
Hydrozincite		2.761					1.16	
Imogolite	1.332	1.335	1.609	1.397	1.683	2.336	1.596	2.493
Kaolinite	3.285	3.429	3.485	3.246	3.454	4.018	3.23	4.195
K-Jarosite	3.245	1.958	2.896	2	1.87			
Lepidocrocite	6.473	6.276	6.022	5.902	6.044	5.151	5.368	4.742
Maghemite	9.304	8.91	8.4	8.161	8.444	6.658	7.092	5.84
Magnesioferrite	11.975	12.304	9.91	9.593	9.818	7.546	8.916	6.912
Magnetite	17.588	18.548	16.727	16.591	16.256	14.218	14.825	13.601
Manganite	1.085	0.007			0.421		0.146	
MnCO3 (am)		0.253						
Pyrolusite	0.621							
Quartz	0.388	0.529	0.311	0.285	0.206	0.117	0.069	0.136
Rhodochrosite	0.28	0.753						
Sepiolite		1.561						
Smithsonite		0.251						
Vaterite	0.207							
Zn-Al LDH(s)		0.127						
ZnCO3(s)		0.151						

Tableau F.8 : Indices de saturation positifs calculés par Visual MINTEQ pour la colonne C8

Minéral	Rinçage							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Al(OH)3 (Soil)	2.031	1.016	0.085	0.197	0.741	0.301	0.331	0.305
Al2O3(s)	0.991							
Al4(OH)10SO4(s)	2.422							
Alunite	3.89							
Barite	0.481	0.851	0.353	0.304	0.16	0.365	0.399	0.327
Boehmite	1.743	0.729			0.454	0.014	0.044	0.017
Calcite			0.082					
Chalcedony				0.011				0.065
Diaspore	3.448	2.434	1.502	1.615	2.159	1.719	1.749	1.722
Dolomite (ordered)			0.178					
Ferrihydrite	3.53	4.005	4.073	4.19	3.653	3.73	3.481	3.733
Ferrihydrite (aged)	4.04	4.515	4.583	4.7	4.163	4.24	3.991	4.243
Gibbsite (C)	2.581	1.566	0.635	0.747	1.291	0.851	0.881	0.855
Goethite	6.24	6.715	6.783	6.9	6.363	6.44	6.191	6.443
Gypsum		0.032						
Halloysite	3.271	1.808	0.019	0.322	1.356	0.42	0.546	0.645
Hematite	14.881	15.83	15.967	16.201	15.127	15.281	14.782	15.287
Hercynite	2.849	1.444						
Imogolite	3.744	1.998	0.172	0.436	1.497	0.589	0.682	0.705
Kaolinite	5.411	3.948	2.159	2.462	3.496	2.559	2.686	2.785
K-Jarosite	2.72	3.108	1.737	2.633	1.23	1.578	0.932	1.541
Lepidocrocite	5.36	5.835	5.903	6.02	5.483	5.56	5.311	5.563
Maghemite	7.077	8.026	8.163	8.397	7.323	7.477	6.978	7.483
Magnesioferrite	7.469	9.452	10.744	10.817	9.608	9.687	9.087	9.665
Magnetite	15.159	16.732	16.656	16.633	14.437	14.635	14.366	15.567
Quartz	0.102	0.385	0.422	0.461	0.434	0.405	0.439	0.515