



Titre: Modifications d'une couverture à effets de barrière capillaire pour un meilleur contrôle du drainage minier acide provenant de rejets miniers fortement réactifs
Title:

Auteur: Vân-Hà Aurélia Clément
Author:

Date: 2023

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Clément, V.-H. A. (2023). Modifications d'une couverture à effets de barrière capillaire pour un meilleur contrôle du drainage minier acide provenant de rejets miniers fortement réactifs [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal].
Citation: PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/57353/>

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/57353/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Bruno Bussière, & Benoît Plante
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Modifications d'une couverture à effets de barrière capillaire pour un meilleur
contrôle du drainage minier acide provenant de rejets miniers fortement
réactifs**

VÂN-HÀ-AURÉLIA CLÉMENT

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Décembre 2023

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

Modifications d'une couverture à effets de barrière capillaire pour un meilleur contrôle du drainage minier acide provenant de rejets miniers fortement réactifs

présenté par **Vân-Hà-Aurélia CLÉMENT**

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

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

Éric ROSA, président

Bruno BUSSIÈRE, membre et directeur de recherche

Benoît PLANTE, membre et codirecteur de recherche

Julien WALTER, membre externe

DÉDICACE

À mes parents, à mon conjoint.

REMERCIEMENTS

Pour commencer, je souhaite remercier mon directeur de recherche, Bruno Bussière, de m'avoir fait confiance pour réaliser ce projet. Merci, pour le soutien, la patience, la transmission de connaissance et la disponibilité. Je remercie également, mon co-directeur Benoît Plante, pour avoir accepté de se joindre au projet, de s'être rendu disponible lorsque nécessaire et pour ses conseils de rédaction.

Merci à la mine LaRonde de Agnico Eagle Mines Limited de m'avoir donné accès aux matériaux nécessaires à mon étude. Merci à tous les partenaires de la chaire industrielle CRSNG-UQAT de financer des projets de recherche, dont le mien, à l'IRME-UQAT.

Je voudrais également remercier toute l'équipe de l'URSTM sans qui la réalisation de ce projet aurait été impossible. Sylvette, Joël, Alain, je ne saurais vous remercier assez. En plus d'avoir été d'un énorme soutien technique et académique, j'apprécie les nombreuses discussions que l'on a eues. Merci d'avoir partagé mon quotidien au laboratoire.

Je tiens à remercier Jovette Godbout de m'avoir accepté en tant que stagiaire à l'URSTM en 2019. Grâce à ça, j'ai pu découvrir ce domaine très intéressant qu'est la restauration des sites miniers, rencontrer une belle équipe de travail et rencontrer Bruno. Tous ces moments ont participé à l'existence de ce mémoire.

Merci infiniment à mes parents, pour leur appui sans faille et pour tout ce qu'ils ont fait pour moi. Merci de toujours prendre soin de moi malgré les milliers de kilomètres qui nous séparent.

Un grand merci à Alexandre, mon conjoint, de m'avoir soutenu dès le début de cette maîtrise et depuis bien plus longtemps. Je te remercie pour ta compréhension, ta compassion, tes encouragements et pour avoir été d'un énorme soutien émotionnel.

Finalement, je souhaite remercier mes amis, Vincent et Julieta, d'avoir été présents autant dans les moments de joie que dans les moments de doute. Je suis très reconnaissante que nos chemins se soient croisés.

RÉSUMÉ

Le drainage minier acide (DMA) est une source importante de pollution produite par l'oxydation des minéraux sulfureux présents dans les rejets miniers. Pour limiter cette oxydation, diverses méthodes de restauration ont été développées, qui ont pour but de réduire l'accès aux rejets des deux responsables principaux de l'oxydation : l'oxygène et l'eau. La couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) est un recouvrement multicouche qui agit comme barrière à l'oxygène, lorsqu'installé sur des rejets miniers (Demers & Pabst, 2021). De précédents travaux ont démontré l'efficacité d'une CEBC correctement conçue à contrôler le DMA provenant des résidus miniers typiques (Aubertin et al., 1997; Bussière et al., 2003; Dagenais et al., 2005). Toutefois, sa performance est inférieure à celle attendue quand elle est utilisée pour restaurer des résidus miniers fortement réactifs. Les travaux de Kalonji-Kabambi et al. (2020a; b), ont montré que les concentrations en fer et en zinc dans le lixiviat (entre 10 et 100 mg/L) étaient encore supérieures aux critères des normes sur la qualité des effluent miniers. Les résidus fortement réactifs sont caractérisés par la présence d'au moins 30% de minéraux sulfureux, une faible quantité de minéraux neutralisants et/ou une capacité à diminuer le pH à l'effluent final à des valeurs proche de 2 (Kalonji-Kabambi, 2020).

L'objectif principal de ce projet de recherche est de modifier physiquement la CEBC et/ou chimiquement les rejets miniers fortement réactifs afin d'améliorer la performance de la CEBC lorsqu'utilisée pour restaurer ce type de rejets miniers. Pour cela, trois approches de modification ont été élaborées : (i) une modification physique, par l'ajout d'un géocomposite bentonitique (GCB) à la base de la couche de rétention d'humidité (CRH); (ii) une modification chimique, par l'ajout d'une couche de résidus amendés avec de la dolomie, sous la CEBC et; (iii) une modification à la fois physique et chimique par un ajout combiné du GCB et de la couche amendée. Pour évaluer l'évolution des comportements hydrogéochimiques de ces scénarios, des colonnes expérimentales ont été construites comportant les trois types de CEBC modifiée. Ces colonnes ont été équipées de sondes (succion et teneur en eau volumique) et de système de récolte de lixiviat (bouteille), dans le but d'effectuer une surveillance hydrogéologique et géochimique sur une période d'un an. Cinq colonnes témoins ont également été construites, l'une d'entre elles comportant les résidus miniers fortement réactifs exposés. Les quatre autres colonnes ont permis d'étudier la performance du calcaire et de la dolomie comme amendement alcalin et de la technique de mélange (sur l'ensemble de la couche de résidus ou sur la partie supérieure uniquement). Avant cela, des essais à petite

échelle à l'aide de mini cellule d'altération ont été réalisés dans le but d'identifier le matériau alcalin le plus efficace en tant qu'amendement et d'évaluer l'impact du ratio amendement : résidus sur la qualité de l'eau. Les résultats ont permis de sélectionner la dolomie en tant qu'amendement alcalin et un ratio de neutralisation de 3 : 1 (le potentiel de neutralisation est trois fois plus élevé que le potentiel de génération d'acidité).

Cette étude a démontré que l'ajout d'une couche amendée avec de la dolomie sur les résidus permet de diminuer la lixiviation des métaux et des sulfates à court terme. La dolomie est tout aussi performante que le calcaire pour neutraliser l'oxydation. Les grains de dolomie sont également moins susceptibles à la passivation et des fournisseurs de ce type de matériau alcalin sont situés proche de la région de l'Abitibi. La mise en place de cette couche amendée sous une CEBC augmente la capacité du recouvrement à limiter la génération du DMA. L'ajout d'un GCB à la base de la CRH modifie le comportement hydrogéologique de la CEBC. Sa capacité à contrôler le flux d'oxygène à travers la colonne a augmenté du fait que la base de la CRH était presque saturée. La CEBC modifiée par ajout combiné du GCB et de la couche amendée n'a pas permis une amélioration significative de la performance de la CEBC à contrôler le DMA comparativement aux deux autres scénarios modifiés. Les trois scénarios ont démontré être performants pour réduire les concentrations en métaux dissouts comparativement à une CEBC typique (sans modification). Cependant, les concentrations en zinc dans le lixiviat étaient toujours supérieures à celle autorisée par les normes environnementales ($>0,5$ mg/L). Pour les trois scénarios, les concentrations en sulfates étaient encore très élevées à la fin de l'essai (1 an). La majorité pourrait provenir de la couche de rétention d'humidité puisqu'elle est construite avec du résidu minier (non générateur d'acidité) ayant une faible quantité en minéraux sulfureux ($<1\%$ wt S).

Pour poursuivre les travaux, il est conseillé de réaliser des modélisations de type transport de réactif afin d'évaluer l'impact de la modification de différents paramètres (PN/PA, épaisseur de couches, propriétés des matériaux, etc.) sur l'efficacité de la CEBC modifiée à limiter le DMA. Il est aussi recommandé de poursuivre les essais en laboratoire pour évaluer l'efficacité d'autres matériaux alcalins et d'étudier davantage le comportement du GCB inclus dans un recouvrement minier. Il est conseillé d'étendre cette étude à l'échelle de terrain pour étudier la performance des scénarios sur une période plus longue qu'une année. Finalement, les auteurs encouragent les compagnies minières à évaluer et considérer l'utilisation d'amendement alcalin dans les parcs à résidus miniers

fortement réactifs durant l'exploitation. Cette intégration devrait être combinée à une restauration progressive afin de réduire les risques environnementaux associés à ce type de résidus.

ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD) is an important pollution source. It is generated by oxidation of sulfide minerals when present in mine waste. To control this phenomenon, many reclamation methods were developed to control the presence of the two main ingredients of the sulfide oxidation reaction: oxygen and water. Covers with capillary barrier affects (CCBE) are multi-layer cover systems that act as an oxygen barrier when installed on top of mine waste. Previous studies showed the efficiency of well designed CCBEs to control AMD from typical sulfide mine tailings (Aubertin et al., 1997; Bussière et al., 2003; Dagenais et al., 2005). However, its performance is lower than expected when it is used to reclaim highly reactive tailings. The study from Kalonji-Kabambi et al. (2020a; b) showed that iron and zinc concentrations in leachates can still be greater than typical regulation criteria for mining effluents (between 10 and 100 mg/L). Highly reactive tailings are characterized by low proportion of neutralizing minerals, high proportion of sulfur minerals (higher than 30%), and a capacity to decrease the leachates pH to a value around 2 (Kalonji-Kabambi, 2020).

The main objective of this study is to modify physically the CCBE and/or chemically the highly reactive tailings to improve the CCBE efficiency when used on highly reactive tailings. Three approaches were tested: (i) physical modification of the CCBE by adding a geosynthetic clay liner (GCL) at the base of the moisture retention layer (MRL); (ii) chemical modification by adding a neutralizing amendment (dolomite) in the reactive tailings layer underneath the CCBE and; (iii) chemical and physical modifications by adding an amended layer and the GCL. Experimental laboratory columns were built with the three modified CCBE scenarios to assess the hydrogeochemical evolution of those scenarios. Columns were equipped with probes (suction and volumetric water content) and leachates collector (bottle), in order to monitor the hydrogeological and geochemical evolution during a testing period of a year. Five control columns were also built, one of them was composed of the highly reactive tailings alone and exposed. The four other control columns were constructed to assess the performance of calcite and dolomite as alkaline materials and of the blending techniques (all tailings layer or only the upper part of it). It is worth mentioning that a small-scale study with mini-weathering cells was also performed to help identifying the best alkaline material to be used as amendment and to assess the impact of the neutralizing amendment ratio on the water quality. Results from this study lead to the selection of dolomite as neutralizing

amendment and to the neutralizing ration of 3:1 (neutralizing potential 3 times greater than the acid generating potential).

This research showed that adding a dolomite amended layer on top of the tailings layer decreased leaching of metals and sulfates in the short term. Dolomite is as efficient as calcite to neutralize the oxidation, is less prone to coating, and is available close to the Abitibi region. Setting up this amended layer underneath the CCBE increased the capacity of the reclamation cover to control generation of AMD. Adding a GCL under the MRL (in CCBE) modified the CCBE hydrogeological behavior. Its capacity to control oxygen migration through the column were higher thanks to an almost saturated state of the MRL bottom part. The combination of a GCL and an amended layer did not lead to a significant improvement of the CCBE to control AMD compared to the two others modified scenarios. All three scenarios showed an improvement to reduce metals and sulfates concentrations compared to a typical CCBE (without modification). However, zinc concentrations in leachate were still higher than allowed by the environmental standard (>0.5 mg/L). For all scenarios sulfates concentrations remain high at the end of the laboratory test (1 year). The main hypothesis for these relatively high concentration in sulfates is that most of them would come from the MRL layer composed of low sulfide (non acid-generating) tailings ($<1\%$ wt S).

To pursue the research, it is recommended to run reactive transport modeling to evaluate the impact of varying parameters such as the NP/AP ratio, layer thickness or materials properties on modified CCBE efficiency. It is also suggested to continue laboratory tests to evaluate the effectiveness of others alkaline materials and to study furthermore GCL behavior when installed in mine reclamation cover. It is recommended to perform field tests with experimental cells of each modified scenarios to monitor them during a longer period than a year. Finally, the author encourages mining companies to evaluate and consider the integration of alkaline amendment during highly reactive tailings deposition combined with progressive reclamation to reduce the environmental risks associated with this type of tailings.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XVIII
LISTE DES ANNEXES.....	XXII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Généralités et formation du drainage minier acide.....	1
1.2 Prévention du drainage minier acide	2
1.3 Objectifs du projet de recherche	4
1.4 Structure et contenu du mémoire.....	6
1.5 Retombées du projet	7
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	9
2.1 Écoulements de l'eau	9
2.1.1 Équations de l'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé	9
2.1.2 Paramètres des sols.....	11
2.2 Diffusion des gaz	16
2.2.1 Équations dominantes	16
2.2.2 Paramètres fondamentaux	17
2.3 Principaux recouvrements de type barrière à l'oxygène	20
2.4 Couvertures à effets de barrières capillaires.....	21

2.4.1	Configuration	21
2.4.2	Effet de barrière capillaire	23
2.4.3	Facteurs d'influence	24
2.4.4	Exemples d'application	27
2.5	Géocomposite bentonitique	29
2.5.1	Configuration	29
2.5.2	Propriétés typiques	31
2.5.3	Facteurs d'influence	35
2.5.4	Exemples d'application	38
2.6	Amendements alcalins	40
2.6.1	Généralités	40
2.6.2	Principaux amendements alcalins	41
2.6.3	Réactions d'oxydation et de neutralisation	43
CHAPITRE 3	MATÉRIELS ET MÉTHODES	47
3.1	Méthodologie du projet	47
3.2	Matériaux utilisés	47
3.3	Caractérisation des matériaux	48
3.3.1	Densité relative des grains	48
3.3.2	Granulométrie	49
3.3.3	Conductivité hydraulique saturée (k_{sat})	50
3.3.4	Courbe de rétention d'eau (CRE)	53
3.3.5	Analyses chimiques des solides	55
3.3.6	Analyses minéralogiques	56
3.3.7	Essais statiques	57

3.4	Essai cinétique en colonnes expérimentales	58
3.4.1	Configuration des colonnes et équipement	58
3.4.2	Investigation sur l'hydratation du GCB et l'étanchéité de la colonne	60
3.4.3	Montage des colonnes	62
3.4.4	Instrumentation des colonnes	64
3.4.5	Déroulement de l'essai	67
3.5	Caractérisation des échantillons liquides (essai cinétique).....	68
3.5.1	Préparation des échantillons.....	68
3.5.2	Analyses électrochimiques	68
3.5.3	Analyses chimiques.....	70
3.6	Démantèlement des colonnes expérimentales	70
CHAPITRE 4 ARTICLE 1: PERFORMANCE IMPROVEMENT OF A COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS INSTALLED ON HIGHLY REACTIVE MINE TAILINGS BY THE USE OF CALCAREOUS AMENDMENTS AND GCL		73
4.1	Abstract.....	73
4.2	Introduction	74
4.3	Methodology and Materials.....	76
4.3.1	Materials characterization	77
4.3.2	Laboratory column tests	82
4.4	Results and data analysis	85
4.4.1	Unsaturated hydrogeological behaviour.....	85
4.4.2	Geochemical behaviour.....	89
4.4.3	Dismantling	94
4.4.4	Geochemical efficiency of the tested scenarios	97
4.5	Discussion.....	98

4.5.1	Influence of adding alkaline amendment	98
4.5.2	Influence of adding a GCL	99
4.5.3	Comparison between typical and modified CCBE	100
4.5.4	Other possible sources of sulfate and zinc	100
4.6	Summary and Conclusion.....	102
4.7	Acknowledgments	103
4.8	References	104
CHAPITRE 5	DISCUSSION	109
5.1	Sélection du matériau neutralisant à l'aide d'essai à petite échelle.....	109
5.1.1	Mini-cellules d'altération	109
5.1.2	Principaux résultats	110
5.1.3	Décision quant à l'amendement à utiliser	115
5.2	Impact du type d'amendement alcalin et de la technique d'incorporation aux résidus sur la qualité chimique du lixiviat	116
5.2.1	Essai en colonne	116
5.2.2	Principaux résultats et analyse de l'impact des amendements	117
5.3	Défis rencontrés au cours du projet	122
5.3.1	Installation du GCB dans les colonnes expérimentales	122
5.3.2	Sondes de teneur en eau volumique et de succion	123
5.3.3	Période entre le rinçage des colonnes et la récupération du lixiviat	125
CHAPITRE 6	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	126
6.1	Principales conclusions.....	126
6.2	Recommandations	128
RÉFÉRENCES.....		130
ANNEXES.....		147

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Synthèse des sites utilisant une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) comme barrière à l’oxygène au Québec (modifié de Demers et Pabst, 2020)	28
Tableau 2.2 Résumé des propriétés influençant le comportement hydrogéologique d’un géocomposite bentonitique (inspiré de Chevé, 2019)	31
Tableau 2.3 Exemples de l’influence du type de fluide utilisé pour hydrater un GCB	37
Tableau 2.4 Synthèse des sites utilisant un géocomposite bentonitique (GCB) comme barrière à l’eau (modifié de Maqsoud et al., 2021 et de Chevé, 2019)	39
Tableau 2.5 Synthèse des matériaux alcalins utilisés pour amender des rejets miniers.....	42
Tableau 3.1 Critères d’interprétation du potentiel net de neutralisation (adapté de Miller et al., 1991).....	57
Tableau 3.2 Critères d’interprétation du rapport PN/PA (adapté de Price, 2009)	58
Tableau 3.3 Plan de démantèlement des colonnes témoins et à scénarios	71
Table 4.1 Materials initial properties.	81
Table 4.2 Summary of the water quality results for each column.....	93
Table 4.3 Initial and post-testing C and S concentration in reactive tailings and amended reactive tailings	95
Table 4.4 Efficiency of the scenarios to limit sulfate, iron, zinc and copper leaching	98
Table 4.5 Typical CCBE efficiency (Kalonji-Kabambi, 2020)	100

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Courbe de rétention d'eau d'un sol grossier (sable) et d'un sol fin (silt) en drainage (Aubertin et al., 2015)	11
Figure 2.2 Fonctions de perméabilités d'un sol grossier (sable) et d'un sol fin (silt) (Aubertin et al., 2015).....	14
Figure 2.3 Résultats obtenus lors d'un essai de diffusion de l'oxygène dans un sol inerte (modifié de Mbonimpa et al., 2021)	18
Figure 2.4 Résultats obtenus lors d'essais de diffusion et de consommation d'oxygène réalisé sur un sol réactif (modifié de Mbonimpa et al., 2021).....	19
Figure 2.5 Configuration typique d'une couverture à effets de barrière capillaire (modifié d'Aubertin et al., 1995)	21
Figure 2.6 Courbes de teneurs en eau-succion (a) et de conductivité hydraulique non saturé-succion (b) pour un matériau fin (silt) et un matériau grossier (sable) (modifié de Mbonimpa et al., 2021).....	23
Figure 2.7 Schéma de la conception d'un géocomposite bentonitique sodique renforcé par aiguilletage (TerrafixGeosynthetics, 2023).....	30
Figure 2.8 Courbe de rétention d'eau bimodale d'un GCB (Lau et al., 2022).....	34
Figure 2.9 Influence de la pression de confinement sur : (a) l'épaisseur finale d'un GCB hydraté avec de l'eau déionisée; (b) l'indice des vides final et la conductivité hydraulique saturée (modifié de Petrov et al., 1997b).....	35
Figure 2.10 Influence de l'application d'une pression de confinement verticale sur la courbe de rétention d'eau d'un GCB (Touze-Foltz et al., 2016)	36
Figure 2.11 Gonflement libre de la bentonite en fonction de la proportion de sodium échangeable (Guyonnet et al., 2009).....	38
Figure 2.12 Exemple d'impact occasionné par l'ajout d'amendement alcalin (a) sur le pH (Mylona et al., 2000) et (b) sur la concentration en métaux dissouts (Elghali et al., 2019)	46
Figure 3.1 Perméamètre à paroi rigide (A) avant la fermeture et (B) après la saturation	51

Figure 3.2 Perméamètre à paroi flexible (A) durant l'installation et (B) durant l'essai	52
Figure 3.3 Cellules de Tempe branchées à une bombonne d'azote	54
Figure 3.4 Essai de drainage en colonne pour obtenir la courbe de rétention d'eau du sable	55
Figure 3.5 Configuration des différentes colonnes expérimentales	60
Figure 3.6 Évolution de l'épaisseur du GCB en fonction du temps.....	61
Figure 3.7 Essai d'étanchéité de colonne expérimentale avec GCB. (A) Mise de silicone autour du GCB; (B) Boulonnage des deux sections de colonnes; (C) Remplissage au silicone du trou entre les deux bases; (D) Remplissage de la colonne avec de l'eau; (E) État de la colonne au bout de 48h	62
Figure 3.8 Mise en place du géocomposite bentonitique dans les colonnes expérimentales	63
Figure 3.9 Disposition des bouteilles de (A) simulation de la nappe phréatique à 1,5 m sous la colonne; (B) système de récolte du lixiviat, le tuyau sortant du bouchon est connecté à la base de la colonne.....	64
Figure 3.10 Équipements des trois colonnes avec scénarios avec recouvrement	66
Figure 4.1 Experimental column (a) composition and configuration, and (b) equipment placement.	83
Figure 4.2 GCL Configuration in the column (a) conceptualization (b) installation.	84
Figure 4.3 Suction measured for (a) Sc#1; (b) Sc#2; (c) Sc#3, during (x-1) all kinetic tests; (x-2) two cycles.	87
Figure 4.4 Volumetric water content obtained at post-testing and predicted using the water retention curve and suction measurements.....	89
Figure 4.5 Columns electrochemical evolution of (A) pH; (B) Electrical conductivity, during the kinetic test.	89
Figure 4.6 Columns geochemical evolution of (a) sulfate; (b) iron; (c) zinc; (d) copper, for (x-1) T#1; (x-2) T#5, Sc#1, Sc#2, Sc#3, during kinetic test.	92
Figure 4.7 Photography mosaic. (A1) T#1's upper layer overview taken during the dismantling, ochre colour corresponding to oxidation zone, (A2) Sc#3's middle RT layer overview taken	

during the dismantling, material had an overall dark grey color, SEM; (B1) T#5 ART sample, showing a highly weathered carbonate grain, SEM; (B2) T#5 ART sample, showing a weathered sulfide grain bearing an iron oxide coating, SEM; (C1) Sc#1 ART sample, showing a slightly weathered carbonate grain, SEM; (C2) Sc#1 ART sample SEM view, zoom in on a non altered pyrite grain; (D) Sc#2 RT sample, showing a fresh sphalerite grain, SEM 96

Figure 5.1 Mini-cellules d'altération construite pour l'essai (A) Détails sur l'équipement de la mini-cellule; (B) Composition de chaque mini-cellule.....	110
Figure 5.2 Résultats obtenus pour (α) les cellules témoins; (β) les cellules de la série RDOL avec amendement dolomitique; (γ) les cellules de la série RCAL avec amendement calcique; pour les mesures de (1 ^{er} colonne) pH; (2 ^{ème} colonne) conductivité électrique.....	111
Figure 5.3 Résultats obtenus pour la quantification chimique du (α) calcium; (β) magnésium; (γ) zinc; (δ) sulfate, pour (1 ^{er} ligne) les cellules témoins; (2 ^{ème} ligne) les cellules de la série RDOL; (3 ^{ème} ligne) les cellules de la série RCAL	113
Figure 5.4 Configuration des cinq colonnes témoins ainsi que leur équipement.....	117
Figure 5.5 Résultats de (x-1) pH; (x-2) conductivité électrique, obtenue pour (α) les colonnes amendées sur toute la hauteur et (β) les colonnes amendées sur les 20 premiers cm, comparativement à la colonne de résidu LaRonde seul	118
Figure 5.6 Résultats obtenus lors de la quantification chimique du (α) calcium; (β) magnésium; (γ) zinc; (δ) sulfate, pour (1 ^{ère} colonne) les colonnes amendées sur toute la hauteur et (2 ^{ème} colonne) les colonnes amendées sur les 20 premiers cm, comparativement à la colonne de résidus LaRonde seuls.....	120
Figure 5.7 États des GCB post-démantèlement pour la colonne (a) Sc#2, écrasement central et rehaussement de bordure; (b) Sc#3, écrasement de l'un des côtés et rehaussement de l'autre côté	123
Figure 5.8 Évolution de (a) la teneur en eau volumique; (b) de la succion, pour 4 cycles de rinçage mesuré dans la colonne Sc#2	124

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AEV	Air entry value ou pression d'entrée d'air
AMD	Acid mine drainage
AP	Acid potential
ART	Amended reactive tailings
ASTM	American society for testing materials
CAL	Amendement calcaire
CCBE	Cover with capillary barrier effects
CE	Conductivité électrique
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
CNP	Carbonate neutralization potential
CRE	Courbe de retention d'eau
CRH	Couche de retention d'humidité
CRSNG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
DL	Limite de détection
DMA	Drainage minier acide
DOL	Amendement dolomitique
DRX	Diffraction de rayon X
EC	Electrical conductivity
EWT	Elevated water table
GSD	Grain size distribution
GCB	Géocomposite bentonitique
GCL	Geosynthetic clay liner
GLD	Green liquor dregs
ICP-AES	Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy
IRME	Institut de recherche en mines et environnement
KCM	Kozeny-Carman modifié
LAR	Résidus de la mine LaRonde
LSHCC	Low saturated hydraulic conductivity cover

LST	Low sulfide tailings
MEB	Microscopie électronique à balayage
MRL	Moisture retention layer
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et des Forêts
NP	Neutralization potential
NPS	Nappe phréatique surélevée
NSERC	Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada
PA	Potentiel d'acidité [$\text{kgCaCO}_3 \text{ eq/t}$]
PN	Potentiel de neutralisation [$\text{kgCaCO}_3 \text{ eq/t}$]
PNC	Potentiel de neutralisation carbonate [$\text{kgCaCO}_3 \text{ eq/t}$]
PNN	Potentiel net de neutralisation [$\text{kgCaCO}_3 \text{ eq/t}$]
RCAL	Résidus amendés avec du calcaire
RDOL	Résidus amendés avec de la dolomie
RIME	Research Institute on Mine and Environment
RNP	Ration potential de neutralisation
RT	Reactive tailings
S/C	Soufre/Carbone
SEM	Scanning electron microscopy
TEV	Teneur en eau volumique
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
USCS	Unified soil classification system
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
vG	van Genuchten
WRC	Water retention curve
XRD	X-ray diffraction
C_p	Teneur en pyrite par masse de résidus [$\text{M}^2.\text{L}^{-4}$]
C_{tot}	Carbone total (%)
C_U	Coefficient d'uniformité [-]
D_{10}	Diamètre des particules correspondant à 10% passants sur la courbe granulométrique

D_{60}	Diamètre des particules correspondant à 60% passants sur la courbe granulométrique
D_a^0	Coefficient de diffusion libre dans l'air [$L^2.T$]
D_e	Coefficient de diffusion effectif [$L^2.T^{-1}$]
D_H	Taille moyen des grains
D_r	Densité relative des grains [-]
D_w^0	Coefficient de diffusion libre dans l'eau [$L^2.T$]
e_B	Indice des vides apparent [-]
E_h	Potentiel d'oxydoréduction (mV)
E_{RC}	Reclamation scenarios efficiency (%)
$F(z,t)$	Flux diffusif des gaz [$M.L^{-2}.T$]
G_s	Specific gravity (ou D_r) [-]
H	Constante d'équilibre d'Henry [-]
H_{GCL}	Hauteur du GCB hydraté [L]
H_s	Hauteur du GCB [L]
h	Charge hydraulique [L]
i	Gradient hydraulique
kPa	kiloPascal
K_r	Coefficient du taux de réaction
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée [$L.T^{-1}$]
k_u	Fonction de perméabilité [$L.T^{-1}$]
L	Hauteur de l'échantillon [L]
M_e	Masse de l'eau [M]
M_h	Masse du matériau humide [M]
M_s	Masse du matériau sec [M]
m_{BENT}	Masse surfacique initiale de la bentonite [M]
m_{GEO}	Masse surfacique initiale des géotextiles [M]
m_v	Paramètre empirique d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) [-]
n	Porosité [-]
n_v	Paramètre empirique d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) [-]
O_2	Oxygène [-]

p_a	Paramètre de tortuosité dans l'air [-]
p_w	Paramètre de tortuosité dans l'eau [-]
pH	Potentiel hydrogène [-]
q	Débit spécifique [L.T]
S_r	Degré de saturation (%)
S_{tot}	Soufre total (%)
V_e	Volume de l'eau [M ³]
w	Teneur en eau massique
w_L	Limite de liquidité (%)
w_0	Teneur en eau initiale de la bentonite [-]
z	Élévation [L]
α	Paramètre empirique d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) [-]
γ_w	Poids volumique de l'eau [M.L ⁻³]
θ	Teneur en eau volumique [-]
θ_a	Teneur volumique en air [-]
θ_e	Teneur en eau équivalent [-]
θ_r	Teneur en eau résiduelle [-]
θ_s	Teneur en eau volumique à saturation [-]
θ_w	Teneur volumique en eau [-]
ψ	Succion matricielle
ψ_a	Pression d'entrée d'air (ou AEV)
ψ_r	Succion résiduelle

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A CONSTRUCTION DES COLONNES EXPÉRIMENTALES	147
ANNEXE B COURBE DE CALIBRAGE D'UNE SONDE EC-5	148
ANNEXE C TENEUR EN EAU VOLUMIQUE - ESSAI EN COLONNE	149
ANNEXE D COURBES DE RÉTENTION D'EAU DES MATÉRIAUX	150
ANNEXE E DONNÉES CHIMIQUES BRUTES POUR L'ESSAI EN COLONNE.....	152
ANNEXE F QUANTITÉ DE LIXIVIAT RÉCUPÉRÉE PAR RINÇAGE, ESSAI EN COLONNE	156
ANNEXE G ÉVALUATION ÉLECTROCHIMIQUE ET CHIMIQUE DU LIXIVIAT (SURVEILLANCE).....	157
ANNEXE H DONNÉES BRUTES POUR CALCULS THERMODYNAMIQUES (LOGICIEL VMINTEQ).....	159
ANNEXE I FORMULAIRES D'ANALYSE DES RISQUES EN LABORATOIRE (FORMULAIRE SST)	160

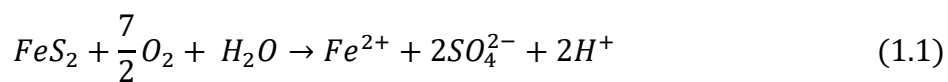
CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Généralités et formation du drainage minier acide

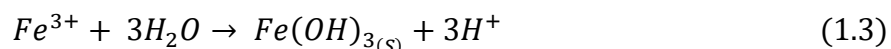
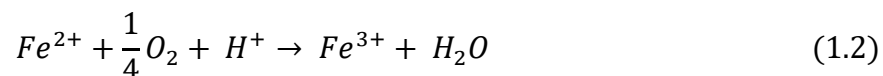
L'exploitation minière a un impact économique et social considérable au Québec et notamment dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Cette région possède de grandes ressources minérales, particulièrement en or, et de nombreuses mines sont en exploitation (MRNF, 2023).

L'un des grands défis liés à l'exploitation d'une mine est l'entreposage des rejets miniers principalement en raison de la gestion de quantités importantes de rejets et les impacts environnementaux potentiels que peuvent avoir les rejets. Les rejets miniers les plus importants sont principalement produits lors de l'extraction du minerai qui génère les stériles miniers (partie sans valeur économique) ou à la concentration en usine des métaux recherchés dont la partie non économique est définie comme étant des résidus miniers (Aubertin et al., 2002). Lorsque les rejets miniers ne sont pas recyclés (comme pour la formation de remblai en pâte), ils sont entreposés en surface dans des haldes pour les stériles et dans des aires d'entreposage pour les résidus miniers qui sont souvent ceinturés par des digues (Aubertin et al., 2002; Demers & Pabst, 2021). Les principaux problèmes environnementaux pouvant être causés par cet entreposage en surface sont reliés à la stabilité physique des structures et à la stabilité chimique des rejets.

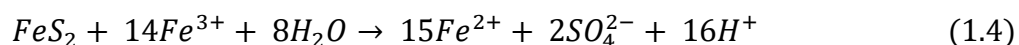
L'instabilité chimique des rejets peut engendrer la pollution des milieux naturels et des eaux environnantes (Bussière et al., 2005; Aubertin et al., 2015). La présence de minéraux sulfureux dans les rejets (stériles ou résidus miniers) est à la source du problème. En effet, l'interaction de ces minéraux avec l'eau et l'oxygène atmosphériques engendre leur oxydation, une génération d'acidité et une contamination en métaux lourds dissouts (Nordstrom, 2000). Ce phénomène est nommé le drainage minier acide (DMA) qui continuera à être généré tant que les ingrédients de la réaction d'oxydation (oxygène et eau) ne sont pas contrôlés (Bussière et al., 2001). L'oxydation directe des minéraux sulfureux, comme la pyrite, par des sources atmosphériques (eau et oxygène), à des pH entre 5 et 7, est décrite par la formule générale suivante (Blowes et al., 2003; Plante et al., 2021):



À un pH proche de 5 (diminution du pH par la réaction 1.1), l'oxydation du fer ferreux (Fe^{2+}) libéré lors de la réaction (1.1) engendre la formation de fer ferrique (Fe^{3+}), qui précipite sous forme d'hydroxyde de fer :



Le pH du milieu continue graduellement de diminuer dû à la génération d'acidité. À un pH inférieur à 4, le fer ferrique ne précipite plus. La pyrite peut donc être oxydée indirectement par le fer ferrique en solution (Blowes et al., 2003; Plante et al., 2021):



Cette diminution progressive du pH permet la mise en solution de métaux et la génération de DMA qui est caractérisée par un pH inférieur à 2-3, et une concentration élevée en métaux dissouts et en sulfates. Les cinétiques de réaction de l'oxydation dépendent de plusieurs paramètres tels que la température, la granulométrie des minéraux sulfureux, la formation de minéraux secondaires, et la présence de bactérie (Blowes et al., 2003; Plante et al., 2021).

Lorsque des minéraux tels que des carbonates ou des silicates sont présents, un phénomène de neutralisation apparaît. Si la capacité de neutralisation des rejets est supérieure à celle de la génération d'acidité, le DMA n'est pas généré. Les carbonates de calcium et de magnésium, tels que la calcite ou la dolomite, ont une vitesse de réaction élevée et donc un haut potentiel de neutralisation (Plante et al., 2021). Les réactions de neutralisation par des minéraux carbonatés sont décrites davantage à la section 2.6.3.

1.2 Prévention du drainage minier acide

En présence de rejets miniers catégorisés comme étant générateurs d'acidité, il est important de planifier et d'utiliser des méthodes pour limiter la formation de DMA et la libération de métaux dissouts et de sulfates. Il existe deux approches pour éviter la formation du DMA, soit celle de l'élimination des sulfures à la source et celle du contrôle de la réaction d'oxydation. L'élimination des sulfures à la source consiste en l'exclusion des sulfures au sein des rejets miniers sortant du concentrateur avant leur dépôt dans les parcs à résidus (Bussière et al., 1995; Bussière et al., 1998;

Demers & Pabst, 2021). Le concentré peut par la suite être utilisé comme remblai minier dans les mines souterraines (Benzaazoua et al., 2008), alors que les rejets miniers désulfurés (non générateurs de DMA) peuvent être entreposés ou recyclés comme matériaux de construction comme pour les techniques de restauration (Bussière et al., 2003; Larochelle, 2018; Kalonji-Kabambi et al., 2020b).

Plusieurs techniques ont été développées pour contrôler la réaction d'oxydation des sulfures contenus dans les rejets miniers. L'objectif étant de limiter l'infiltration en eau et la migration de l'oxygène jusqu'aux résidus miniers. Il est à noter que le choix de la technique de restauration nécessite une étude préalable de faisabilité et est propre à chaque site minier (Aubertin et al., 2002; Bussière & Guittonny, 2021).

En climat humide, les techniques de restauration ayant pour caractéristiques l'exclusion de l'eau sont généralement constituées de plusieurs couches de sols ou de matériaux synthétiques, dont au moins une couche ayant une faible conductivité hydraulique saturée. Parmi les matériaux synthétiques à faible conductivité hydraulique saturée, des géomembranes et des géocomposites bentonitiques peuvent être utilisés. Quant aux sols naturels, des matériaux comme l'argile ou les silts peuvent être intéressants (Aubertin et al., 1995; 2002; Maqsoud et al., 2021).

Les techniques de restauration basées sur l'exclusion de l'oxygène sont reconnues comme les plus efficaces dans des lieux au climat humide comme dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue (SRK, 1989). Parmi ces techniques se trouvent les recouvrements en eau qui peuvent être réalisés par la déposition subaquatique (rejets déposés directement sous l'eau) ou l'ennoiement des rejets miniers post-déposition. Le recouvrement en eau peut être créé dans un réservoir construit à l'aide de digues et de la topographie naturelle ou encore par la déposition dans les mines à ciel ouvert (Awoh et al., 2021). La technique de la nappe phréatique surélevée avec recouvrement monocouche peut aussi être utilisée comme barrière à l'oxygène. Le principe est de maintenir la nappe phréatique à un niveau élevé en tout temps dans les rejets réactifs afin de réduire leur réactivité et de minimiser les interactions avec la surface grâce à l'installation d'une couche de protection (Pabst, 2021). Finalement, la couverture à effets de bris capillaire est une autre méthode utilisée pour limiter la migration de l'oxygène vers les rejets miniers (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2003; Demers & Pabst, 2021). C'est cette technique qui est à l'étude dans ce projet de recherche. Le principe de ce système de recouvrement multicouche est d'utiliser l'effet de barrière capillaire

pour maintenir un degré de saturation en eau élevé dans l'une des couches et ainsi limiter la diffusion de l'oxygène atmosphérique à travers les matériaux (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2003; Demers & Pabst, 2021). Son fonctionnement et sa configuration sont décrits en détail au chapitre 2 de ce mémoire. Cette technique a prouvé son fonctionnement, à l'échelle de terrain et de laboratoire, dans de nombreuses études (Aubertin et al., 1997; Bussière et al., 2003; Dagenais et al., 2005; Bussière et al., 2006; 2007). Kalonji-Kabambi et al. (2020a; b) ont mené une étude sur l'utilisation de la CEBC comme technique de restauration des résidus miniers fortement réactifs de la mine LaRonde. Les résultats de cette étude montrent que malgré l'atteinte des critères typiques de performance d'une CEBC (degré de saturation supérieur à 85% et contrôle du flux d'oxygène; Demers & Pabst, 2021), les concentrations en fer et zinc dissouts dans le lixiviat étaient encore au-delà des critères réglementaires. La conclusion est donc que la performance d'une CEBC typique n'est pas suffisante pour contrôler totalement la génération de contaminants provenant de résidus miniers fortement réactifs. Ce type de résidus est typiquement caractérisé par une composition d'au moins 30% en minéraux sulfureux, un potentiel de génération d'acidité élevée, un potentiel de neutralisation faible et/ou une capacité à diminuer le pH à des valeurs proche de 2 à l'effluent final (Kalonji-Kabambi, 2020). Il est alors important, pour ce type de résidus fortement réactif, de tenter d'augmenter le niveau de performance de la CEBC en modifiant le scénario de restauration.

1.3 Objectifs du projet de recherche

L'objectif principal de ce projet de recherche consiste à modifier les propriétés géochimiques des résidus miniers et la structure d'une CEBC typique (configuration non modifiée et correspondant au standard de la littérature; Demers & Pabst, 2021) afin d'améliorer sa performance lorsqu'elle est mise en place sur des résidus miniers fortement réactifs. Pour cela, trois approches de modification sont proposées : (i) modification physique de la CEBC; (ii) modification chimique des rejets réactifs, et (iii) une combinaison de la modification physique et chimique de la CEBC et des rejets miniers.

Dans un premier temps, la modification physique proposée consiste à modifier la structure même de la CEBC par l'ajout d'un matériau peu perméable. Le géocomposite bentonitique (GCB) a été sélectionné étant donné ses propriétés hydrogéologiques intéressantes (faible conductivité hydraulique saturée). L'objectif est d'augmenter la capacité de rétention d'eau de la couche de

rétention d'humidité (CRH) par l'ajout du GCB et ainsi améliorer le contrôle des flux d'oxygène. Le GCB a été installé à la base de la couche de rétention d'humidité. Dans le cas de la modification chimique, l'objectif est d'augmenter le potentiel de neutralisation du milieu afin de diminuer le potentiel de génération de DMA des résidus réactifs. Ici, il a été choisi d'utiliser un amendement alcalin de type pierre calcaire pour former un mélange amendé avec les résidus miniers fortement réactifs. Finalement un dernier type de modification de la CEBC a consisté en une combinaison de l'ajout du GCB à la base de la CRH et à l'ajout d'une couche de résidus amendés avec des matériaux alcalins en dessous de la CEBC.

Le projet a été divisé en six objectifs spécifiques pour atteindre l'objectif principal, dont trois d'entre eux sont d'ordre scientifique :

- Analyser l'évolution du comportement hydrogéologique des différents scénarios de CEBC modifiée et de rejets amendés;
- Analyser l'évolution du comportement géochimique des différents scénarios de CEBC modifiée et de rejets amendés; et
- Comparer la performance des trois types de CEBC modifiée (de cette étude) avec celle d'une CEBC typique, sans modification (étude de Kalonji-Kabambi, 2020).

Les trois autres objectifs spécifiques sont d'ordre méthodologique et sont nécessaires pour mener à bien les travaux de laboratoire et interpréter correctement les résultats obtenus :

- Évaluer les propriétés initiales et post-démantèlement les plus pertinentes des matériaux utilisés dans les essais en colonne (sols et résidus miniers);
- Identifier le rapport rejets fortement réactifs : amendement alcalin à utiliser dans les colonnes avec des essais en mini cellules d'altération; et
- Ajuster le montage des essais en colonnes pour l'adapter à l'intégration de GCB dans une CEBC.

L'approche méthodologique utilisée pour atteindre les objectifs de ce projet est une étude en laboratoire qui peut être résumée comme suit :

- Échantillonnages des matériaux utilisés dans les essais en colonne;
- Caractérisation initiale des propriétés (physique, minéralogique, chimique et hydrogéologique) des matériaux de recouvrement et des résidus miniers;

- Essais en mini-cellules d'altération pour identifier l'amendement neutralisant (de l'acidité du milieu) et le rapport de mélange amendement-résidus;
- Construction de huit colonnes expérimentales (cinq témoins et trois colonnes avec CEBC) équipées de système de récolte de lixiviat et de sondes (seulement pour les colonnes avec CEBC);
- Surveillance hydrogéologique (grâce aux sondes) et géochimique (grâce à l'analyse du lixiviat) des colonnes sur une période d'un an;
- Démantèlement des colonnes, analyses visuelles de l'état des matériaux et caractérisation finale de leurs propriétés.

1.4 Structure et contenu du mémoire

Le mémoire est constitué de cinq chapitres après cette introduction (Chapitre 1). Le chapitre 2 (Revue de littérature) présente la littérature importante en lien avec le sujet d'étude. Ainsi, il y est présenté des notions de base en lien avec le mouvement de l'eau en milieux poreux saturés et non saturés et le mouvement des gaz en milieux réactifs ou non réactifs. Ce chapitre expose également les méthodes de restauration considérées comme barrière à l'oxygène, avec une attention particulière à la CEBC. Les deux dernières sections du chapitre 2 contiennent de l'information sur le GCB utilisé en tant que barrière à l'infiltration en eau et sur les amendements alcalins utilisés en tant que matériau neutralisant.

Le chapitre 3 (Matériels et Méthodes) décrit la méthodologie appliquée pour réaliser le projet de recherche et l'origine des matériaux utilisés. Par la suite, les techniques d'analyse utilisées pour caractériser les matériaux sont exposées ainsi que le déroulement des essais en colonne expérimentale et les analyses effectuées pour faire la caractérisation des échantillons liquides. Une dernière section du chapitre présente l'ensemble des étapes réalisées pour procéder au démantèlement des colonnes et à la caractérisation des échantillons solides post-démantèlement.

Dans le chapitre 4, les résultats obtenus lors des essais en colonne sont présentés et analysés sous forme d'un article qui a été soumis à la revue *Journal of Contaminant Hydrology*, le 21 novembre 2023. Une première section résume les caractéristiques des matériaux utilisés et présente les colonnes expérimentales instrumentées. Les évolutions hydrogéologique et géochimique sur une

période d'un an, la caractérisation post-démantèlement et les résultats d'efficacité pour chaque colonne sont analysées et discutées. On y retrouve également une discussion sur l'influence de la présence d'un GCB et d'une couche amendée, sur l'efficacité de ces modifications en comparaison à une CEBC typique et sur les origines de la génération de sulfates et du zinc. Finalement, l'article se termine en décrivant les principales conclusions de l'étude.

Le chapitre 5 présente une discussion sur des sujets qui n'ont pas été abordés au chapitre 4. Une première section présente l'essai à petite échelle (échantillon de l'ordre d'une dizaine de gramme) réalisé pour comparer deux matériaux neutralisants (amendement à la calcite ou à la dolomite) et trois taux d'amendement. La deuxième section présente les résultats obtenus pour les colonnes expérimentales non présentées au chapitre 4, dont une comparaison entre deux types d'amendement alcalin et entre deux techniques d'intégration de l'amendement au sein des résidus miniers. Ce chapitre se termine par la présentation des principaux défis qui ont été rencontrés durant les essais en laboratoire.

Finalement, le chapitre 6 présente les principales conclusions de l'étude et des recommandations pour la poursuite des travaux de recherche. On retrouve également à la fin du mémoire une liste des références ainsi que des annexes qui présentent de l'information supplémentaire sur le projet.

1.5 Retombées du projet

Ce projet a permis de tester différents scénarios visant à améliorer la performance d'une CEBC lorsque mise en place sur des rejets miniers réactifs, soit la modification des rejets réactifs par amendement alcalin et l'ajout d'un GCB dans la CEBC. Les résultats obtenus sont importants pour l'industrie minière puisqu'ils permettent une avancée des connaissances pour le contrôle de la génération de DMA provenant de résidus miniers fortement réactif. Aussi, la comparaison avec la performance d'une CEBC typique permet de quantifier l'impact réel des CEBC modifiées et/ou de l'amendement sur la génération de contaminants. D'un point de vue plus appliqué, les résultats de cette recherche pourront aider la mine LaRonde à mieux comprendre le comportement de leurs résidus et les défis associés à leur restauration. Ils donnent également des idées pour une potentielle intégration d'ajout de matériaux alcalin au protocole de dépôt des résidus dans le parc afin de limiter la génération de DMA.

L'originalité du projet réside, dans un premier temps, en la modification de la structure de la CEBC et/ou de la composition des rejets miniers fortement réactifs, dans le but d'augmenter l'efficacité

de la technique de restauration. Aussi, ce projet a permis de développer une technique pour mettre en place un GCB au sein d'une colonne expérimentale. Ceci permettant, à posteriori, de poursuivre la recherche au laboratoire sur l'évaluation du comportement hydrogéologique de GCB lorsqu'intégré dans un système de recouvrement.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présente un résumé des connaissances en lien avec ce mémoire qui porte sur l'évaluation de l'amélioration de la performance géochimique et hydrogéologique de la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC), lorsque mise en place sur des résidus miniers fortement réactifs. L'objectif de cette revue de littérature est d'aider le lecteur à comprendre les chapitres suivants du mémoire. Lors de la réalisation du projet, cette revue a également permis une bonne préparation aux travaux de recherche. La première section de ce chapitre présente les notions de base en lien avec le mouvement des fluides en milieux poreux et plus particulièrement sur l'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé, et sur la diffusion des gaz dans des matériaux réactifs ou non. La deuxième section présente les principales barrières à l'oxygène existantes avec une emphase particulière sur le comportement hydrogéologique et les facteurs d'influence à la performance de la CEBC. La troisième section porte sur les caractéristiques typiques et le fonctionnement des géocomposites bentonitiques (GCB) agissant comme barrière à l'infiltration en eau. La dernière section de ce chapitre porte sur les amendements alcalins et leur utilisation pour réduire le potentiel de génération d'acidité des résidus miniers. Il est à noter que cette revue de littérature vise d'abord et avant tout à donner au lecteur des notions essentielles à la compréhension des travaux présentés dans ce mémoire.

2.1 Écoulements de l'eau

La position de nappe phréatique dans un sol correspond à l'endroit où la pression dans le sol est équivalente à la pression atmosphérique. La partie au-dessus de la nappe est nommée la zone vadose (ou non saturée) et la partie au-dessous est nommée la zone saturée. L'écoulement de l'eau dans ces deux zones est différent et régi par des lois différentes (Fredlund et al., 2012), qui seront présentées dans ce qui suit.

2.1.1 Équations de l'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé

L'écoulement de l'eau dans un milieu poreux saturé est régi par la loi de Darcy (1856), qui est décrit par l'équation suivante (Freeze & Cherry, 1979; Hillel, 1998):

$$q = -k_{sat}i \quad (2.1)$$

Où q est le débit spécifique (m/s), k_{sat} est la conductivité hydraulique saturée du milieu (m/s), i est le gradient hydraulique qui correspond à la variation de la charge hydraulique (Δh) en fonction de

la distance d'écoulement (ΔL). La charge hydraulique (h) est influencée par la charge de pression (suction, ψ), qui est négative, et par l'élévation (z), et s'exprime comme suit (Fredlund & Rahardjo, 1993; Hillel, 1998):

$$h = \psi + z \quad (2.2)$$

Dans un milieu poreux non saturé, l'écoulement du liquide est différent, car la présence d'air dans les pores empêche une bonne circulation de l'eau. Ainsi, en milieu non saturé, la conductivité hydraulique est variable et dépend de la suction. La loi de Darcy est donc modifiée et s'écrit comme suit (Mbonimpa et al., 2021):

$$q_w = -k_u i = -k_u \frac{\Delta(\psi + z)}{\Delta L} \quad (2.3)$$

Pour exprimer l'effet du temps sur le mouvement de l'eau en milieu non saturé, on utilise la loi de conservation de masse qui exprime la variation de la teneur en eau volumique dans le temps en fonction du débit dans les trois directions (x , y et z) (Mbonimpa et al., 2021):

$$\frac{\delta \theta}{\delta t} = - \left(\frac{\delta q_{w-x}}{\delta x} + \frac{\delta q_{w-y}}{\delta y} + \frac{\delta q_{w-z}}{\delta z} \right) \quad (2.4)$$

En remplaçant le paramètre de débit de l'équation (2.3) dans l'équation de Darcy en milieu non saturé (2.4), on obtient l'équation suivante (Mbonimpa et al., 2021):

$$\frac{\delta \theta}{\delta t} = \left(\frac{\delta}{\delta x} \left[k_{u-x}(h) \frac{\delta h}{\delta x} \right] + \frac{\delta}{\delta y} \left[k_{u-y}(h) \frac{\delta h}{\delta y} \right] + \frac{\delta}{\delta z} \left[k_{u-z}(h) \frac{\delta h}{\delta z} \right] \right) \quad (2.5)$$

Sachant que la variation de la charge hydraulique est nulle pour les axes $\frac{\delta z}{\delta x}$ et $\frac{\delta z}{\delta y}$, et égale à 1 pour l'axe $\frac{\delta z}{\delta z}$, et en utilisant l'équation (2.2), l'équation (2.5) peut être réécrite de la façon suivante (Bussière, 1999; Mbonimpa et al., 2021):

$$\frac{\delta \theta}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta x} \left[k_{u-x}(\psi) \frac{\delta \psi}{\delta x} \right] + \frac{\delta}{\delta y} \left[k_{u-y}(\psi) \frac{\delta \psi}{\delta y} \right] + \frac{\delta}{\delta z} \left[k_{u-z}(\psi) \frac{\delta \psi}{\delta z} \right] + \frac{\delta k(\psi)}{\delta z} \quad (2.6)$$

C'est cette équation appelée dans la littérature équation de Richards qui est résolue par les modèles numériques qui simule l'écoulement l'eau en milieu saturé et non saturé.

2.1.2 Paramètres des sols

Courbe de rétention d'eau (CRE)

En condition non saturée, les fluides présents dans le milieu poreux sont soumis à une pression négative que l'on nomme succion. Comme la section précédente l'exprime, l'écoulement d'un fluide dans un milieu poreux non saturé (équation de Richards) dépend de la conductivité hydraulique du matériau et de la variation de la succion dans le milieu. La courbe de rétention d'eau (CRE) permet de caractériser les propriétés hydriques de ce type de milieu. Elle représente la variation de la quantité d'eau d'un matériau en fonction de la succion. Cette courbe, qui est souvent exprimée en termes de teneur en eau volumique en fonction de la succion, est unique à chaque type de sol et est influencée, entre autres, par sa granulométrie et la disposition des pores au sein du sol (Mbonimpa et al., 2021). Elle est représentée à la figure 1 pour un matériau grossier (sable) et un matériau fin (silt).

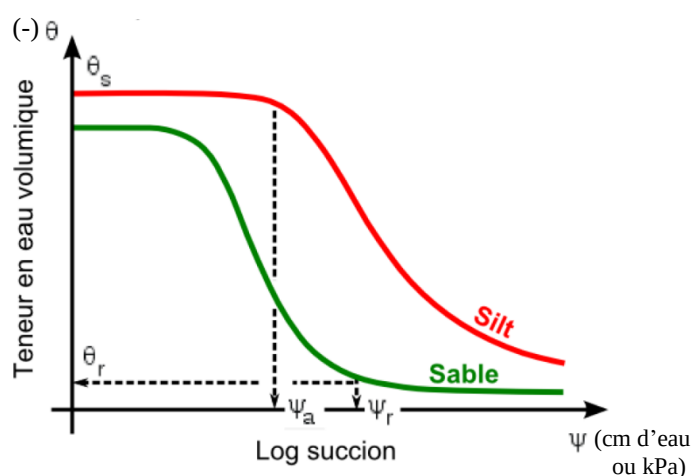


Figure 2.1 Courbe de rétention d'eau d'un sol grossier (sable) et d'un sol fin (silt) en drainage (Aubertin et al., 2015)

Sur ces courbes, il est possible de déterminer des paramètres importants tels que la teneur en eau volumique à saturation (θ_s qui correspond à la porosité totale (n) du matériau), la pression d'entrée d'air (AEV ou ψ_a), la succion résiduelle (ψ_r) et la teneur en eau volumique résiduelle (θ_r). L'AEV correspond à la pression négative à partir de laquelle un sol commence à se désaturer. Avant l'atteinte de ce point de pression, le sol reste complètement saturé. Une fois l'AEV atteint, le sol se draine (plus ou moins rapidement selon les propriétés physiques du sol), jusqu'au point de

succion résiduelle. La succion résiduelle représente une valeur à partir de laquelle l'application d'une pression négative, même élevée, aura très peu d'impact sur le drainage du sol. La quantité d'eau restante alors retenue dans le sol est nommée teneur en eau volumique résiduelle (Mbonimpa et al., 2021).

En général, au début d'un projet, une prédiction de la CRE est faite avant d'effectuer la mesure en laboratoire. De nombreux modèles ont été développés pour permettre cette prédiction, dont les deux les plus communs sont le modèle d'Arya et Paris (1981) et le modèle de Kovacs modifié (Aubertin et al., 1998; 2003). Dans le cas de ces deux modèles, la courbe de rétention d'eau est prédite à partir des propriétés physiques du sol telles que la granulométrie, la porosité, l'indice des vides, le coefficient d'uniformité et la densité des particules (Mbonimpa et al., 2021).

Des valeurs de teneurs en eau volumique ou massique à différentes succions peuvent être obtenues au laboratoire. Les méthodes de mesure les plus communément utilisées pour des matériaux fins, tels que des résidus miniers, sont (Dane & Topp, 2002; Marinho et al., 2008): le papier filtre, la cellule de Tempe (ASTM D3152-72; ASTM, 2000), la plaque à pression (ASTM D3152-72 ; ASTM, 2000) et la cellule triaxiale (ASTM D3999/D3999M-11 ; ASTM, 2011). L'objectif de la plupart de ces techniques est d'appliquer une pression sur un échantillon de sol et de l'augmenter dans le temps. La masse de l'échantillon est prise à la fin de chaque pallier de pression (à l'atteinte de l'équilibre). Pour des matériaux plus grossiers, comme du sable ou des stériles, il est conseillé d'effectuer un essai de drainage à l'aide d'une colonne (Peregoedova, 2012; Kalonji-Kabambi, 2014). L'objectif ici est de saturer la colonne en eau au complet et d'effectuer des mesures de teneurs en eau massique par tranche de matériau après une période de drainage (jusqu'à l'atteinte de l'équilibre hydrostatique). Dans ce cas, la succion est estimée équivalente à la hauteur du matériau au-dessus de la nappe phréatique. Des mesures simultanées sur le terrain de la teneur en eau volumique et de la succion sont également possibles grâce à des appareils de mesure *in situ* (Bussière et al., 2021; Mbonimpa et al., 2021). Avec plusieurs points de mesures à des valeurs de succion différentes, on peut estimer une CRE à partir de ces points.

Les mesures de paires (θ, ψ) permettent de tracer la courbe de rétention d'eau sur l'ensemble du domaine à l'aide de modèles analytiques descriptifs. Les modèles les plus souvent utilisés sont : Gardner (1958), Brooks et Corey (1964), van Genuchten (1980) et Fredlund et al. (1994). Dans le cadre de ce projet, l'équation suivante du modèle de van Genuchten (1980) a été utilisée :

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha\psi)^{n_v}]^{m_v}} \quad (2.7)$$

Où, α , n_v et m_v sont des paramètres d'ajustement du modèle. L'inverse du paramètre α est souvent utilisé pour approximer l'AEV d'un matériau (Mbonimpa et al., 2021).

Conductivité hydraulique saturée (k_{sat})

Pour prédire l'écoulement de l'eau autant en milieu saturé que non saturé, il est nécessaire de connaître la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) du matériau. La conductivité hydraulique d'un sol correspond à sa capacité à se laisser traverser par un fluide. Plus ce paramètre est grand, plus le fluide circule facilement au sein du sol poreux (Mbonimpa et al., 2021).

Lors de la phase préliminaire d'un projet, la prédiction de la conductivité hydraulique saturée peut être effectuée à l'aide de différents modèles. Le plus connu pour l'étude des rejets miniers étant celui de Kozeny-Carman modifié (KCM), proposé par Mbonimpa et al. (2002). Le modèle KCM permet de prédire la conductivité hydraulique saturée d'un sol grossier, $k_{sat,G}$, (2.8) ou fin, $k_{sat,F}$, (2.9) (Mbonimpa et al., 2002):

$$k_{sat,G} = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^5}{1+e} C_U^{1/3} D_{10}^2 \quad (2.8)$$

$$k_{sat,F} = C_P \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{7,7w_L^{-0,15}}}{1+e} \frac{1}{\rho_s^2 w_L^3} \quad (2.9)$$

Où, C_G ($=0,1$) et C_P ($\approx 5,6 \text{ g}^2/\text{m}^4$) sont des constantes, γ_w représente le poids volumique de l'eau, w_L représente la limite de liquidité, D_{10} est le diamètre des grains correspondant à 10% passant sur la courbe granulométrique et C_U représente le coefficient d'uniformité ($=D_{60}/D_{10}$).

En général, la catégorisation des matériaux se fait par l'utilisation du système de classification unifié des sols (USCS) (Holtz & Kovacs, 1991). Une première observation permet de séparer les matériaux en deux catégories : les sols grossiers (G ou S), dont plus de la moitié des grains est supérieure à 0,075 mm de diamètre; et les sols fins (M, C ou O), dont plus de la moitié des grains est inférieure à 0,075 mm de diamètre (Holtz & Kovacs, 1991). Par la suite, le calcul du coefficient d'uniformité et la mesure des limites d'Atterberg (limites de plasticité et de liquidité) permettent une classification plus précise des sols grossiers (W, P, M ou C) et fins (L ou H) (Holtz & Kovacs,

1991). Avec le système USCS, les résidus miniers sont généralement classifiés comme étant des sols silteux peu plastique ML (Bussière, 2007).

Au laboratoire, la conductivité hydraulique saturée est en général mesurée grâce à un perméamètre à paroi rigide ou flexible. Ces essais standardisés se font à charge constante (ASTM D2434-19 ; ASTM, 2019a) pour les matériaux grossiers ayant une k_{sat} prédite supérieure à 1×10^{-5} m/s et à charge variable (ASTM D5856-15 ; ASTM, 2015) pour les matériaux fins ayant une k_{sat} prédite inférieure à 1×10^{-5} m/s (Mbonimpa et al., 2021).

Conductivité hydraulique non saturée (k_u)

La conductivité hydraulique en milieu non saturé n'est pas une constante, mais plutôt une fonction de la succion. Cette relation k - ψ est souvent appelée fonction de perméabilité ou fonction de conductivité hydraulique non saturée. La relation k - ψ doit être connue pour interpréter l'écoulement de l'eau en milieu non saturé. L'évolution de la conductivité hydraulique non saturée sous l'effet de l'augmentation de la succion est illustrée à la Figure 2.2 pour un matériau de type grossier (sable) et de type plus fin (silt).

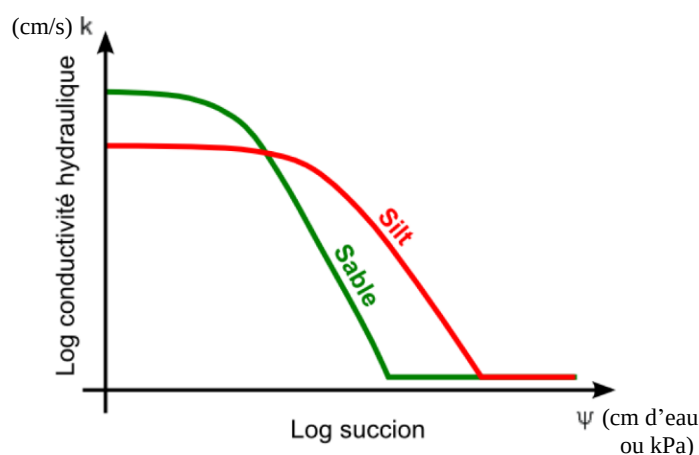


Figure 2.2 Fonctions de perméabilités d'un sol grossier (sable) et d'un sol fin (silt) (Aubertin et al., 2015)

Pour tout type de sol, lorsque la succion appliquée dépasse l'AEV, la conductivité hydraulique diminue progressivement. À saturation complète, lorsque la succion est faible, la valeur de k_u est égale à la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}). Le matériau grossier est alors plus perméable que le matériau fin. Cependant, le matériau grossier qui possède un AEV plus faible que le matériau

fin se draine plus facilement et rapidement, sa conductivité hydraulique non saturée devient plus faible que celle du matériau fin (Aubertin et al., 2015).

La conductivité hydraulique non saturée d'un matériau poreux peut être déterminée expérimentalement en laboratoire à l'aide d'essais tels que la méthode du débit sortant, la méthode du régime permanent et du profil instantané (Watson, 1966; Baker et al., 1974; Klute & Dirksen, 1986; Fredlund & Rahardjo, 1993; Hillel, 1998; Askarinejad et al., 2012), ainsi que sur le terrain (Baker et al., 1974; Hillel, 1998). Ces méthodes sont cependant coûteuses et difficiles à mettre en place. C'est pourquoi la prédiction de k_u à partir de la CRE est la plus souvent utilisée pour obtenir une fonction de perméabilité dans un projet. Plusieurs modèles existent dont : Childs et Collis-Georges (1950), Burdine (1953), Mualem (1976) et Fredlund et al. (1994). Le modèle le plus communément utilisé est celui de Mualem (1976) qui s'exprime comme suit :

$$k_r = \frac{k_u(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^\xi \left[\frac{\int_0^{\theta_r} \psi^{-1}(\gamma) d\gamma}{\int_0^1 \psi^{-1}(\gamma) d\gamma} \right]^2 \quad (2.10)$$

Où, k_r correspond à la conductivité hydraulique non saturée relative, θ_e représente la teneur en eau volumique réduite qui se calcule grâce à θ , θ_r et θ_s ($\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$), ξ est un paramètre de connectivité des pores ($\xi=0,5$ pour le modèle de Mualem (1976) et γ est une variable nominale associée à la teneur en eau. Des solutions analytiques ont par la suite été développées afin de résoudre les modèles théoriques précédemment énumérés et en utilisant des paramètres provenant de la courbe de rétention d'eau. Le plus connu étant dérivé des équations de van Genuchten (1980) et de Mualem (1976). Ces équations simplifiées proposent une estimation de la conductivité hydraulique non saturée relative en fonction de la teneur en eau (2.11) ou de la succion (2.12) (Mbonimpa et al., 2021):

$$k_r(\theta_e) = \theta_e^\xi \left[1 - \left(1 - \theta_e^{\frac{1}{m_v}} \right)^{m_v} \right]^2 \quad (2.11)$$

$$k_r(\psi) = \frac{\{1 - (\alpha\psi)^{m_v n_v} [1 + (\alpha\psi)^{n_v}]^{-m_v}\}^2}{[1 + (\alpha\psi)^{n_v}]^{m_v \xi}} \quad (2.12)$$

2.2 Diffusion des gaz

Différents mécanismes de transport de gaz existent tels que l'advection, la convection et la diffusion. Le transport de gaz par advection se fait par différence de gradient de pression, et le transport par convection se fait par différence de gradient de température (Lefebvre et al., 2001). Ces deux types de transport sont prédominants dans des sols à granulométrie grossière comme des stériles miniers. Le transport de gaz par diffusion se fait par différence de gradient de concentration et a lieu dans des sols à granulométrie fine comme des résidus miniers ou les types de sols utilisés pour les recouvrements multicouches (Mbonimpa et al., 2021). Puisque cette étude porte sur des matériaux fins, seul le transport de gaz par diffusion sera décrit dans ce qui suit.

2.2.1 Équations dominantes

La diffusion de gaz à travers un milieu poreux non réactif est exprimée par la 1^{er} loi de Fick, qui permet d'évaluer le flux de gaz (Hillel, 1998):

$$F(z, t) = -D_e \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} \quad (2.13)$$

Où, $F(z, t)$ correspond au flux diffusif des gaz ($\text{kg/m}^2/\text{s}$), D_e correspond au coefficient de diffusion effective (m^2/s) et $C(z, t)$ correspond à la concentration interstitielle en gaz (mol/m^3). Cette équation s'utilise lorsque le système est à l'équilibre, en régime permanent, il n'y a donc pas de notion de temps. Contrairement à la 1^{ère} loi de Fick, la 2^{ème} loi de Fick considère que la concentration en gaz dans un sol varie en fonction du temps (t) et de la profondeur (z). Cette variation de la concentration au cours du temps est égale au flux de gaz et est représentée par l'équation suivante (Mbonimpa et al., 2003):

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (2.14)$$

Le paramètre θ_{eq} représente la porosité de diffusion équivalente et prends en compte le flux des gaz dans la phase gazeuse et dans la phase aqueuse (sous forme de gaz dissouts). Ce paramètre se calcul comme suit (Aubertin et al., 2002):

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta \quad (2.15)$$

Où, H correspond à la constante d'équilibre d'Henry exprimé par le ratio $H = C_w/C_a$ (pour l'oxygène à une température de 20°C, $H \approx 0,03$). Les paramètres C_w et C_a sont la concentration des gaz dans les phases aqueuse et gazeuse respectivement (Mbonimpa et al., 2021).

Dans un milieu poreux réactif, contenant par exemple des minéraux sulfureux, le gaz sera consommé en plus d'être diffusé dans le sol. Le calcul du flux de gaz doit donc prendre en compte le coefficient du taux de réaction (K_r) du matériau à l'étude. Ainsi, le flux pénétrant un matériau réactif s'exprimera comme suit (Nicholson et al., 1989; Elberling et al., 1994):

$$F_{0,s}(z = 0) = C_0 \sqrt{D_e K_r} \quad (2.16)$$

2.2.2 Paramètres fondamentaux

Coefficient de diffusion effective (D_e)

Le coefficient de diffusion effective doit être connu pour calculer les flux de gaz à travers un matériau poreux. Il dépend principalement du degré de saturation du milieu poreux. La diffusion des gaz est facilitée dans un milieu poreux possédant un faible degré de saturation, puisque le coefficient de diffusion des gaz est plus élevé dans l'air que dans l'eau (pour l'oxygène, d'environ 4 ordres de grandeur ; Demers, 2008). La détermination de ce coefficient peut se faire par méthode expérimentale, mais il est également possible de le prédire par méthode analytique. Le coefficient D_e peut être prédit par l'équation suivante (Aachib et al., 2004):

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w}) \quad (2.17)$$

Où, n représente la porosité ; D_a^0 est le coefficient de diffusion libre dans l'air ($\approx 1,8 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, à 20°C) ; D_w^0 est le coefficient de diffusion libre dans l'eau ($\approx 2,2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$, à 20°C) ; θ_a et θ_w correspondent, respectivement, à la teneur volumique en air et en eau ; p_a et p_w sont des paramètres liés à la tortuosité dans l'air et dans l'eau. Ces deux paramètres se calculent grâce aux équations suivantes (Aachib et al., 2004):

$$p_a = 1,201\theta_a^3 - 1,515\theta_a^2 + 0,987\theta_a + 3,119 \quad (2.18)$$

$$p_w = 1,201\theta_w^3 - 1,515\theta_w^2 + 0,987\theta_w + 3,119 \quad (2.19)$$

Par méthode expérimentale, le coefficient D_e se mesure au laboratoire à l'aide de l'essai de diffusion de l'oxygène. La configuration de cet essai s'inspire des travaux de Yanful (1993)

auxquels quelques modifications ont été apportées. Du matériau poreux est mis au centre d'un cylindre à dimension connue (diamètre et hauteur), qui possède deux réservoirs à oxygène, un en haut (la source) et un en bas (le récepteur). Des sondes sont fixées sur les deux réservoirs afin d'y mesurer la concentration en oxygène avec un ordinateur. Le réservoir source est purgé avec de l'azote liquide jusqu'à ce que la concentration en oxygène soit nulle. Ce réservoir est par la suite ouvert brièvement afin que les conditions atmosphériques soient atteintes et qu'il y ait une concentration en O_2 autour de 20,9%. Comme la concentration en oxygène est nulle dans le réservoir récepteur, un gradient se crée alors et l'oxygène se déplace par diffusion de la source vers le récepteur (Mbonimpa et al., 2021). La Figure 2.3 montre des résultats typiques obtenus lors de la réalisation de cet essai sur un matériau inerte (non réactif, pas de consommation de l'oxygène).

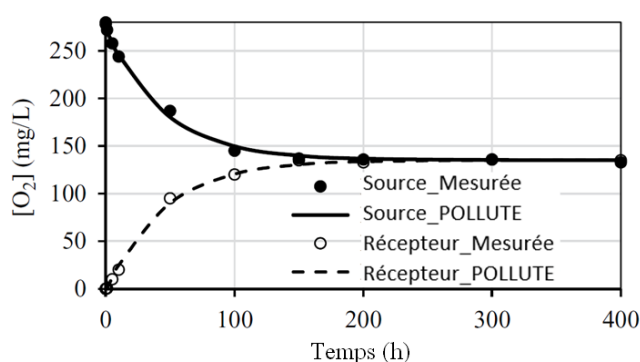


Figure 2.3 Résultats obtenus lors d'un essai de diffusion de l'oxygène dans un sol inerte (modifié de Mbonimpa et al., 2021)

La concentration en oxygène à la source diminue tandis que celle dans le récepteur augmente à cause de la formation du gradient de concentration, jusqu'à atteindre un équilibre qui représente une concentration équivalente et constante dans les deux réservoirs. L'utilisation d'un logiciel de modélisation de la diffusion des gaz permet de calculer les concentrations en oxygène dans les deux réservoirs pour les conditions initiales et frontières correspondant à l'essai de diffusion. La valeur de D_e est obtenue par itération, en faisant varier cette valeur jusqu'à ce que les données obtenues par modélisation et celle mesurée en laboratoire soient équivalentes (Mbonimpa et al., 2021).

Coefficient du taux de réaction (K_r)

Si le milieu est réactif, on doit intégrer cette réactivité dans le calcul des flux de gaz. Le coefficient du taux de réaction (qui représente la réactivité du milieu) est proportionnel à la concentration en

minéraux sulfureux présents dans le milieu (C_p). Il dépend également de la porosité totale (n) du milieu et de la taille des grains le composant (D_H). Tout comme le coefficient de diffusion effective, le coefficient du taux de réaction peut être prédit par méthode analytique ou être mesuré en laboratoire et sur le terrain. La prédiction du coefficient K_r peut se faire à l'aide de l'équation suivante (Collin & Rasmuson, 1987; Collin, 1998):

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad (2.20)$$

Où, n est la porosité; K' représente la réactivité de la pyrite avec l'oxygène ($\approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/s} \approx 15,8 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/an}$); C_p correspond à la teneur en pyrite par masse de résidus secs; D_H représente le diamètre des grains équivalents et se calcul par la formule suivante (Aubertin et al., 1998; Mbonimpa et al., 2003):

$$D_H = [1 + 1,17 \log(C_U)] D_{10} \quad (2.21)$$

Au laboratoire, le coefficient de réactivité est mesuré grâce aux essais de diffusion et de consommation d'oxygène. L'équipement utilisé et le déroulement du test sont les mêmes que l'essai de diffusion présenté précédemment. Comme l'échantillon mis en place est un matériel réactif, la diffusion et la consommation d'oxygène se produisent simultanément. La figure 4 présente une illustration de résultats typiquement obtenus dans ce genre d'essai.

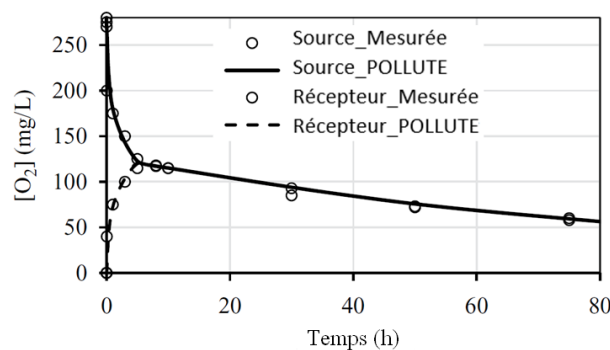


Figure 2.4 Résultats obtenus lors d'essais de diffusion et de consommation d'oxygène réalisé sur un sol réactif (modifié de Mbonimpa et al., 2021)

Tout comme lorsque l'essai est réalisé sur un sol inerte, la concentration en oxygène diminue à la source et augmente dans le récepteur jusqu'à ce que le système s'équilibre. Toutefois, à l'équilibre, la concentration en oxygène continue à diminuer, car l'échantillon réactif consomme l'oxygène encore présent. Dans ce type d'essai, le coefficient de diffusion est obtenu par prédiction (équation

(2.17)) et le coefficient de réactivité est ajusté jusqu'à la meilleure correspondance entre les résultats mesurés et prédits par le logiciel de modélisation (Mbonimpa et al., 2021).

2.3 Principaux recouvrements de type barrière à l'oxygène

Les recouvrements de type barrière à l'oxygène ont pour objectif de limiter la migration de l'oxygène atmosphérique dans les résidus miniers potentiellement générateurs d'acidité et ainsi contrôler la génération de drainage minier acide. En climat humide, cette technique de restauration est considérée comme étant la plus efficace à long terme (SRK, 1989). Pour créer la barrière à l'oxygène, il est possible d'utiliser différentes techniques comme : le recouvrement en eau, les systèmes de recouvrement, les matériaux consommateurs d'oxygène ou les couvertures étanches (Aubertin et al., 2002; Pabst, 2011). Dans les systèmes de recouvrement en eau se trouvent (Awon et al., 2021): l'ennoiement des rejets miniers et le dépôt subaquatique. L'ennoiement des rejets miniers consiste à recouvrir avec de l'eau les rejets prédéposés dans un parc à résidus ou dans une fosse, tandis que le dépôt subaquatique correspond à l'entreposage de rejets dans un milieu déjà ennoyé comme un réservoir artificiel ou une ancienne fosse d'exploitation. Le recouvrement monocouche avec NPS est un autre système de recouvrement visant à contrôler la migration de l'oxygène (Demers et al., 2008; Ouangrawa et al., 2010; Pabst, 2021). Il consiste en l'installation d'une couche de matériaux (sable/sable grossier, résidus miniers) permettant de maintenir les rejets miniers sous-jacents presque saturés par un phénomène de capillarité. Lorsque l'on utilise un matériau grossier, le contraste granulométrique entre le recouvrement et les résidus permet de favoriser l'infiltration et de limiter l'évapotranspiration. Ainsi, on facilite le maintien d'une nappe phréatique élevée qui garde les rejets miniers dans une saturation quasi totale. Lorsque l'on utilise un matériau plus fin (ex. résidus miniers), l'objectif est de réduire l'effet d'évaporation et de contrôler les flux d'oxygène en maintenant le matériau de recouvrement à un haut degré de saturation (Pabst, 2021). Peu importe la granulométrie du recouvrement, l'objectif est de maintenir la nappe à un niveau d' $\frac{1}{2}$ AEV, si les résidus sont frais, ou jusqu'à la surface des résidus s'ils sont préoxydés (Pabst, 2021). Une barrière à l'oxygène peut également être créée par la mise en place d'un recouvrement composé de copeaux de bois, d'écorce ou de boue de traitement des eaux qui ont comme caractéristique de consommer de l'oxygène. Cependant, la dégradation naturelle de ce type de matériau peut être rapide et un suivi constant est nécessaire pour maintenir une épaisseur

convenable pour la formation de barrière à l'oxygène et auquel cas remettre des matériaux (Tassé et al., 1996; Rakotonimaro, 2017). Finalement, les systèmes de recouvrement de type couvertures à effets de barrière capillaire (CEBC) permettent la formation d'effets de barrière capillaire par la superposition de matériaux possédant des propriétés physiques et hydrogéologiques différentes (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2003; Demers & Pabst, 2021). Cette technique est davantage utilisée lorsque le niveau de la nappe phréatique est bas (en général 2 m sous la surface) et qu'il est impossible d'envisager une remontée du niveau d'eau pour saturer les rejets miniers (Demers & Pabst, 2021). Cette méthode de restauration a été déterminée comme étant l'une des plus efficaces dans le contexte climatique et géographique du Québec (Bussière et al., 1998). C'est d'ailleurs cette méthode qui sera étudiée plus en profondeur dans ce projet.

2.4 Couvertures à effets de barrières capillaires

2.4.1 Configuration

La couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) est un recouvrement de type multicouche composé idéalement de cinq couches, dont chacune possède une fonction spécifique (Figure 2.5).

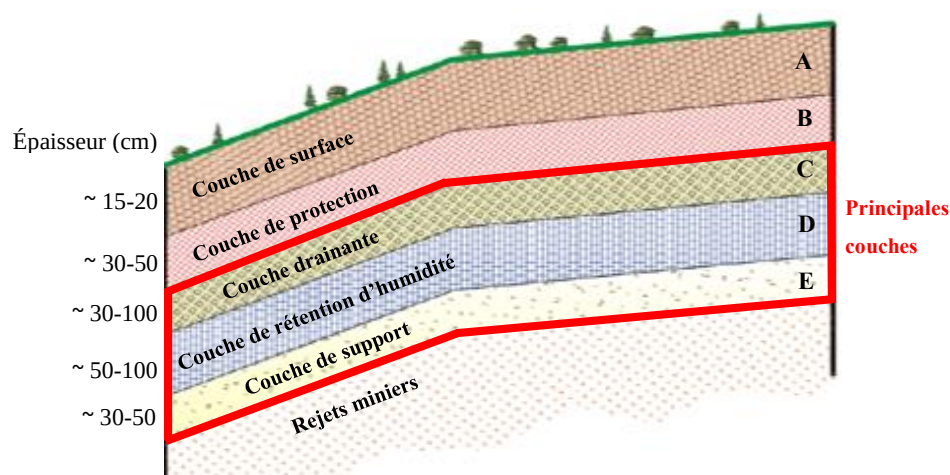


Figure 2.5 Configuration typique d'une couverture à effets de barrière capillaire (modifié d'Aubertin et al., 1995)

La couche superficielle (A), souvent d'une fine épaisseur, est généralement composée de sols organiques permettant la repousse de végétation naturelle ou ensemencée. Elle protège l'ensemble du recouvrement de l'érosion due à l'eau et au vent et n'est pas directement impliquée dans la

limitation de la diffusion de l'oxygène. La couche de protection (B) est constituée de matériaux grossiers, comme du sable ou du gravier, qui permettent de maintenir une stabilité physique à l'ensemble du recouvrement et de prévenir et contrôler les intrusions biologiques. Cette couche permet également de limiter les effets des cycles de mouillage-séchage et de gel-dégel sur les couches sous-jacentes (Demers & Pabst, 2021). Selon les caractéristiques de chaque site, la configuration du recouvrement peut être ajustée, ainsi que les épaisseurs. Il arrive également qu'elles soient combinées entre elles ou encore à la couche drainante (C).

La couche drainante (C) est la première couche qui permet la formation des effets de barrière capillaire dans le recouvrement. Les matériaux grossiers qui la composent permettent l'évacuation latérale de l'excédent d'eau et de limiter l'accumulation en eau et la pression exercée sur la couche inférieure. Le type de matériau utilisé doit posséder une conductivité hydraulique saturée élevée, comme du sable ou du gravier, pour permettre un drainage rapide de la couche (Demers & Pabst, 2021). De plus, la conductivité hydraulique de cette couche doit être de deux ou trois ordres de grandeur supérieure à celle de la couche D pour assurer le maintien de l'humidité dans cette dernière couche (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2001). Une fois drainée, elle permet de limiter l'évaporation de la couche de rétention d'eau (D). Son épaisseur doit également être suffisante pour permettre le drainage et l'atteinte de la teneur en eau résiduelle du matériau qui la compose (Demers & Pabst, 2021).

La couche de rétention d'humidité (D) ou de faible perméabilité est celle qui agit comme barrière à l'oxygène ou à l'eau. Dans une CEBC, elle doit maintenir un degré de saturation en eau élevé. Cela permet de garder un coefficient de diffusion d'oxygène très faible et de limiter la migration de l'oxygène dans cette couche et celles sous-jacentes. Les effets de barrière capillaire se forme à l'interface de cette couche avec les couches C et E et lui permettent de rester quasi saturé en eau. Pour qu'une CEBC soit jugée performante, il faut que le degré de saturation de cette couche soit supérieur ou égal à 85%. En général, la couche de rétention d'humidité est plus épaisse que la couche C et est constituée de matériaux plus fins pour qu'il y ait un contraste granulométrique entre les couches sus- et sous-jacentes. Ce matériau doit posséder une faible conductivité hydraulique et une pression d'entrée d'air (AEV) supérieure à la succion résiduelle (ψ_r) des deux couches qui l'encadrent (Bussière et al., 2001; Demers & Pabst, 2021).

La couche de support (E) est celle qui, d'un point de vue géotechnique, sert de fondation à l'ensemble du recouvrement. Elle doit permettre à la CEBC de supporter le passage d'équipement sans affecter sa stabilité physique. Cette couche de matériau grossier sert également à la formation de l'effet bris capillaire inférieur, à l'interface de cette couche et de la couche D. Le drainage rapide de la couche de support permet d'obtenir une conductivité hydraulique non saturée très faible, ce qui limite le mouvement des fluides vers le haut et vers le bas. Cette couche possède en général une épaisseur presque similaire à celle de la couche C (Bussière et al., 2001; Demers & Pabst, 2021).

2.4.2 Effet de barrière capillaire

La performance d'une CEBC est fonction de sa capacité à créer les effets de barrière capillaire. L'effet de barrière capillaire est un phénomène se produisant dans un système de recouvrement multicouche en milieu non saturé. Il se forme lorsqu'une couche de matériaux fins est placée par-dessus ou par-dessous une couche de matériaux plus grossiers. Ce phénomène est possible grâce aux différences de propriétés physiques et hydriques qu'il y a entre ces deux types de matériaux (Mbonimpa et al., 2021). Le principe de fonctionnement de l'effet de barrière capillaire peut être expliqué à l'aide des courbes de rétention d'eau et de conductivité hydraulique non saturée en fonction de la succion, pour les deux types de matériaux (Figure 2.6).

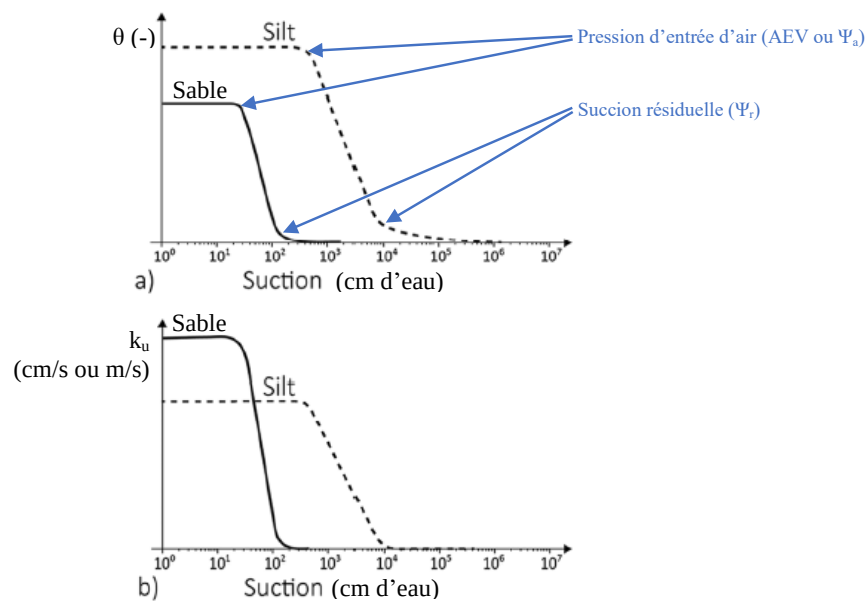


Figure 2.6 Courbes de teneurs en eau-succion (a) et de conductivité hydraulique non saturée-succion (b) pour un matériau fin (silt) et un matériau grossier (sable) (modifié de Mbonimpa et al., 2021)

Un matériau grossier comme du sable possède une pression d'entrée d'air (AEV) plus faible qu'un matériau fin comme le silt (Figure 2.6a), ce qui entraîne une désaturation plus rapide du matériau grossier. Les matériaux plus fins ont une capacité de rétention en eau qui est plus grande, permettant à la couche de rester saturée plus longtemps. Les courbes de conductivité hydraulique non saturée (k_u) de la Figure 2.6b indiquent que la conductivité hydraulique du sable est plus élevée que celle du silt, jusqu'à l'atteinte de son AEV. Lorsque l'on augmente la succion après le AEV, la conductivité hydraulique du sable diminue rapidement et devient inférieure à celle du silt. Ainsi, si on superpose une couche de silt sur une couche de sable et que l'on applique des conditions de drainage : la succion dans le sable va augmenter jusqu'à atteindre son AEV ; une fois cette valeur atteinte, le sable se désature et sa conductivité hydraulique non saturée diminue jusqu'à être faible ; l'eau contenue dans le silt va atteindre la surface du sable et rebondir à l'interface lors de son écoulement vers le bas ; l'effet de barrière capillaire est ainsi formé. Cet effet permet à la couche de silt de rester saturée et de limiter la migration de l'oxygène au sein de cette couche et dans celles sous-jacentes. En plus de cela, la couche supérieure de sable permet de protéger la couche de silt de l'évaporation. En effet, le sable désaturé sera une bonne barrière à la migration de l'eau, du silt vers la surface, grâce à sa faible conductivité hydraulique non saturée. L'installation d'une couche de silt entre deux couches de sable permet donc d'augmenter sa capacité de rétention d'eau et de maintenir un haut degré de saturation (Mbonimpa et al., 2021).

2.4.3 Facteurs d'influence

Une couverture à effets de barrière capillaire mise en place sur un site minier se retrouve dans des conditions spécifiques qui vont affecter son comportement. Les facteurs qui influencent ce comportement sont discutés dans ce qui suit.

Type de matériaux utilisés

La couverture à effets de barrière capillaire est caractérisée par cet effet de barrière capillaire dont la formation est intrinsèquement liée aux propriétés non saturées des matériaux présents dans le recouvrement. C'est pourquoi une sélection adéquate des matériaux constituant les différentes couches est primordiale pour avoir un système efficace. Le choix doit également se faire entre l'utilisation de sols naturels (argile, silt, sable, gravier, ou autres matériaux naturels) ou des sols recyclés (ex : rejets miniers non générateurs d'acide, rejets d'autres industries). La mise en place de ce recouvrement multicouche requiert l'utilisation d'une grande quantité de matériaux et

nécessite une étude de faisabilité pour sélectionner les matériaux les plus appropriés, en fonction de leur disponibilité et leurs coûts d'exploitation et de transport (Demers & Pabst, 2021).

Effet de pente

Selon la topographie du site et la forme de la pile des rejets miniers, la géométrie du recouvrement peut varier et inclure la présence de zones plus ou moins inclinées. La teneur en eau de ces zones en pente peut être différente de celle dans les surfaces planes et elle peut être plus élevée à la base qu'au sommet de la pente. Si la teneur en eau est plus faible que celle minimalement recommandée en haut de pente, la performance de la restauration est réduite et les mouvements de gaz au sein du recouvrement peuvent être plus importants (Demers & Pabst, 2021).

Végétation et bio-intrusion

Les intrusions biologiques tels que la végétation ou les animaux peuvent avoir un impact sur la performance des CEBC. La présence de plantes (herbacés et arbres) entraîne la modification du bilan hydrique d'un site (Bussière & Guittonny, 2021; Guittonny, 2021). L'existence de racine au sein du recouvrement peut également engendrer l'apparition de chemins préférentiels aux transports de l'eau et de l'oxygène en plus d'affecter la migration de l'oxygène (Proteau et al., 2020). C'est pour cette raison qu'il est nécessaire de surveiller l'évolution de la végétation sur un site restauré (Bussière et al., 2021; Demers & Pabst, 2021). Les intrusions biologiques peuvent également avoir un impact sur l'intégrité physique des recouvrements (Bowerman & Redente, 1998).

Conditions du site

Un site peut être sujet à différentes conditions hydrologique et topographique et les conditions climatiques peuvent également varier. Le bilan hydrique doit alors être bien compris avant d'entreprendre la construction du recouvrement et les taux d'évaporation et de précipitation doivent être bien évalués. L'objectif étant de maintenir la couche de rétention d'eau (D) toujours saturée pour que la méthode de restauration par CEBC fonctionne, il faut s'assurer que les conditions du site permettront d'atteindre cet objectif. Aussi, les matériaux du recouvrement doivent être capables de supporter les cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage. Une CEBC doit être capable de rester performante autant en saison humide où le bilan hydrique permet un apport en eau appréciable pour maintenir la couche de rétention d'eau saturée, qu'en saison sèche où le bilan hydrique y est moins favorable (Hotton et al., 2020; Demers & Pabst, 2021).

Réactivité des rejets miniers

Comme mentionné dans la section 2.2 (*Diffusion des gaz*), la deuxième loi de Fick peut être modifiée et le calcul peut alors prendre en compte de taux de réactivité des rejets miniers (K_r). Ce taux de réactivité est lié, entre autres, à la concentration en minéraux sulfureux présents et plus celle-ci est élevée, plus le K_r le sera aussi. Les résultats fournis par Kalonji-Kabambi (2020) montrent que malgré l'installation d'un recouvrement de type CEBC, l'oxydation de rejets miniers fortement réactifs est toujours active et se traduit par une concentration qui dépasse les critères environnementaux en fer et en zinc dissouts à l'effluent final. D'autre part, lorsque l'utilisation de rejets miniers est considérée pour construire une CEBC (par exemple, l'utilisation de résidus miniers dans la CRH), une faible présence de sulfures peut avoir un impact positif sur la performance à court terme en consommant une partie de l'oxygène qui se diffuse à travers le recouvrement (Bussière & Guitttonny, 2021).

En plus de dépendre de la composition minéralogique, la réactivité d'un matériau dépend également de ses propriétés physiques. La réduction de la taille des grains d'un matériau engendre l'augmentation du degré de libération des minéraux présents dans ce matériau et de la surface spécifique disponible. Selon la composition du matériau, cette texture peut favoriser l'oxydation des minéraux sulfureux et donc l'augmentation de la réactivité du matériau (Plante et al., 2021). Ainsi, un matériau à granulométrie fine ($<0,075$ mm) et possédant une grande quantité ($>20\%$) de minéraux sulfureux, comme ça peut être le cas pour certains résidus miniers, peut être considéré comme étant fortement réactif.

Les critères pour caractériser un matériau comme étant « fortement réactif » ne sont pas clairement définis dans la littérature. Il existe dans la littérature des études utilisant des rejets miniers très riches en sulfures qui ne déterminent pas spécifiquement le caractère fortement réactif de ces matériaux (Yanful et al., 2000; Elberling & Damgaard, 2001; Davé & Paktunc, 2003; Moncur et al., 2005; Ouangrawa et al., 2006; 2012; Awoh et al., 2014; 2015; Ethier et al., 2018). Selon Kalonji-Kabambi (2020), les résidus fortement réactifs sont caractérisés habituellement par plus de 30% de minéraux sulfureux, fortement générateurs d'acidité avec une faible capacité de neutralisation, et/ou engendrant à l'effluent final une diminution du pH proche de 2 ainsi qu'une concentration élevée en métaux et en sulfates. L'incapacité des méthodes de restauration conventionnelle, telle que la CEBC, à contrôler complètement la génération de contaminée

lorsqu'installée sur des résidus miniers (Kalonji-Kabambi, 2020), peut être un autre critère de catégorisation des résidus comme fortement réactifs. Ce sont ces critères qui ont été utilisés pour définir les résidus miniers de cette étude comme étant fortement réactifs.

2.4.4 Exemples d'application

La couverture à effets de barrière capillaire a été utilisée comme méthode de restauration sur de nombreux sites miniers (Tableau 2.1) et a démontré sa performance lorsque mise en place sur des résidus miniers possédant une concentration standard en minéraux sulfureux. Cependant, peu d'études ont été effectuées sur le fonctionnement d'une CEBC mise en place sur des résidus miniers fortement réactifs.

Tableau 2.1 Synthèse des sites utilisant une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) comme barrière à l'oxygène au Québec (modifié de Demers et Pabst, 2020)

Site	Configuration	Caractéristiques du site	Commentaires	Références
Lorraine, Québec, Canada	30 cm de sable et gravier comme couche drainante 50 cm de silt constituant la couche de rétention d'humidité 30 cm de sable comme couche de support	Site minier abandonné depuis 30 ans Présence de résidus miniers générateurs de DMA et de résidus préoxydés Résidus composés d'environ 10% de minéraux sulfureux	La surveillance du site a permis de confirmer la performance de la CEBC Le flux d'oxygène varie entre 0,2 et 39 gO₂/m²/an Nécessite la mise en place d'un traitement passif pour atteindre les normes quant à la qualité de l'eau	Dagenais et al. (2005) ; Bussière et al. (2009) ; Hotton (2019) ; Proteau (2021)
Les Terrains Aurifères, Québec, Canada	30 cm de sable et gravier comme couche drainante 80 cm de résidus non générateurs d'acidité constituant la couche de rétention d'humidité 50 cm de sable comme couche de support	Parc à résidus contenant des résidus générateurs de DMA Résidus composés d'environ 6% de minéraux sulfureux	La surveillance du site durant 10 ans a confirmé la performance de la CEBC Le degré de saturation de la couche de rétention d'eau est supérieur à 85%	Bussière et al. (2006)
Bouchard-Hébert, Québec, Canada	30 cm de sable et gravier comme couche drainante 60 cm d'argile et de silt constituant la couche de rétention d'humidité 40 cm de sable comme couche de support	Parc à résidus contenant des résidus fortement réactifs (59% - 74% de pyrite)	Essai en cellule de terrain donnant des résultats concluants pour des couches de rétention d'eau de 40 à 60 cm d'épaisseur et composée d'argile ou de moraine ; avec un flux d'oxygène <85 gO₂/m²/an Selon le plan de restauration : Le suivi entre 2007 et 2015 a montré que la CEBC est performante et que le flux d'O₂ est restreint à travers la couverture	Bernier et al. (2005) ; Nyrstar (2018)

2.5 Géocomposite bentonitique

La mise en place d'un géocomposite bentonitique (GCB) peut être utilisée pour contrôler les mouvements des fluides et limiter l'interaction entre les rejets miniers et l'environnement Aubertin et al., 2016. Du fait de ses propriétés hydriques particulières, le GCB agit comme une couche de faible conductivité hydraulique qui permet de diminuer l'infiltration et la percolation de fluides dans les rejets miniers et ainsi limiter leur lixiviation et la propagation de métaux dissouts (Maqsooud et al., 2021). L'utilisation de cette composante comme couche de rétention d'humidité (seule ou combinée à un autre matériau) de la CEBC pourrait être une option intéressante pour contrôler le DMA.

2.5.1 Configuration

Il existe plusieurs types de géocomposite bentonitique qui varie selon : (i) la nature de la bentonite (sodique, calcique ou activée) ; (ii) la texture de la bentonite (poudre ou granule) ; (iii) la masse bentonitique utilisée par unité de surface ; (iv) la nature du géosynthétique entourant la bentonite (géotextile ou géomembrane, tissé ou non) ; (v) la présence ou non d'une couche supplémentaire entre la bentonite et l'un des géosynthétiques (enduit ou adhésif) ; et (vi) le type de lien ou de renforcement utilisé pour maintenir la bentonite entre les deux géosynthétiques (couture, aiguilletage et/ou colle) (Chevé, 2019). En Amérique du Nord, la bentonite utilisée pour constituer les GCB est principalement sodique et provient du Wyoming. Elle est confinée généralement entre deux géotextiles et les GCB sont renforcées par aiguilletage. À la fin du processus de confection, les bordures sont scellées par chaleur thermique pour diminuer les pertes de bentonite, ainsi que sa possible hydratation/déshydratation lors du transport (Figure 2.7). Ce type de géocomposite est celui qui a été utilisé dans le cadre de cette étude.

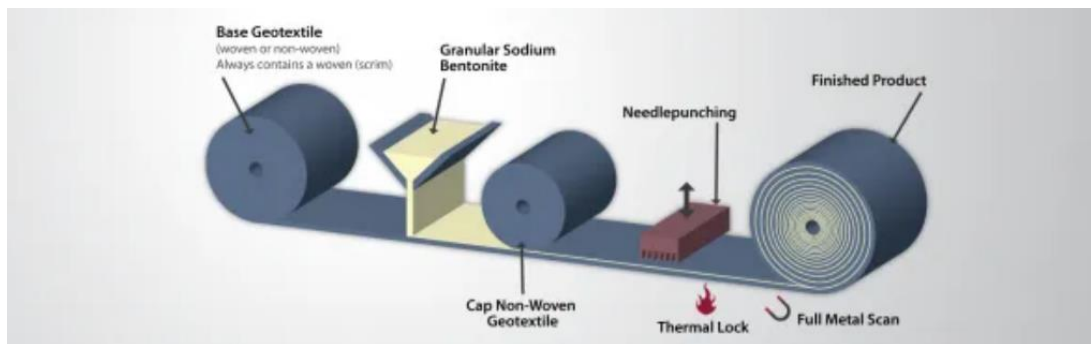


Figure 2.7 Schéma de la conception d'un géocomposite bentonitique sodique renforcé par aiguilletage (TerraFix Geosynthetics, 2023)

La bentonite est une argile colloïdale et plastique qui provient de l'altération de cendres volcaniques dans un milieu marin (Mitchell & Soga, 2005). Elle est en majorité constituée de minéraux argileux appartenant au groupe des smectites et plus particulièrement de montmorillonite, un silicate d'aluminium hydraté. La bentonite est également composée de quartz, de feldspaths, de micas et de carbonates et possède une densité relative sèche de l'ordre de 2,5 à 2,7. Selon le type de bentonite, la proportion en sodium peut varier; lorsque la présence de cation Na^+ est majoritaire, elle est qualifiée de sodique et de calcique si les ions Ca^{2+} sont majoritaires. Il est à noter que la présence de sodium dans la composition de la bentonite est importante puisqu'elle augmente sa capacité de gonflement quand elle est hydratée et réduit, de ce fait, sa conductivité hydraulique. Ainsi, la bentonite sodique naturelle est celle qui possède les meilleures propriétés d'isolation hydraulique (Chevé, 2019).

La montmorillonite possède une structure minéralogique en feuillet et les forces de cohésion entre ses couches élémentaires sont faibles. Ces couches peuvent donc s'écarter facilement et l'hydratation de la montmorillonite est alors possible par pénétration d'eau dans les espaces interfoliaires (Mitchell & Soga, 2005). Le mécanisme d'hydratation de la montmorillonite se fait en deux phases successives (McBride, 1994; Prost et al., 1998). La première phase, la phase cristalline, se produit lorsque la montmorillonite est sèche, ce qui permet l'adsorption de molécules d'eau et de cations qui peuvent alors se fixer dans les espaces interfoliaires. Au fur et à mesure de l'hydratation, les molécules d'eau s'accumulent entre les couches élémentaires, l'espace disponible pour l'écoulement d'un fluide diminue et le chemin d'écoulement devient tortueux pour les liquides. Cela se traduit par une réduction de la conductivité hydraulique et un gonflement visible de la bentonite. Dans la deuxième phase, la phase osmotique, la montmorillonite continue de

gonfler avant d'atteindre un équilibre. La bentonite sodique a la capacité d'absorber entre 200% et 700% de sa masse en eau.

Le géotextile, l'autre composante du GCB, est un tissu fabriqué à partir de fibres synthétiques qui est classifié selon son mode de fabrication : tissé, non tissé ou tricoté. Le mode de fabrication a une influence sur les propriétés physiques, mécaniques et hydrauliques du géotextile (Koerner, 2012). Seul, le géotextile possède une conductivité hydraulique élevée. L'aiguilletage du géocomposite bentonitique est l'une des méthodes de renforcement qui permet à la bentonite hydratée d'améliorer sa résistance au cisaillement, initialement faible. Pour ce faire, un dispositif équipé de plusieurs aiguilles traverse au complet le GCB par le géotextile supérieur. Les fibres de celui-ci sont entraînées par les aiguilles et s'entremêlent avec celles du géotextile inférieur pour former le patron d'aiguilletage à travers le GCB (Chevé, 2019).

2.5.2 Propriétés typiques

La performance d'un géocomposite bentonitique lorsqu'utilisé en tant que barrière à l'eau dépend principalement de ses propriétés. Les propriétés initiales sont mesurées grâce à des tests de contrôle dont les résultats doivent respecter certaines normes ASTM telles que la D5993-18 (ASTM, 2022), la D5199-12 (ASTM, 2019b) et la D5890-19 (ASTM, 2019c). Pour déterminer si le GCB atteint les exigences voulues, différentes propriétés physiques et hydriques sont évaluées (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 Résumé des propriétés influençant le comportement hydrogéologique d'un géocomposite bentonitique (inspiré de Chevé, 2019)

Propriétés physiques	Propriétés hydriques
Epaisseur du GCB Diamètre des fibres aiguilletées Masse surfacique Teneur en eau Indice des vides apparent	Gonflement libre Conductivité hydraulique saturée Courbe de rétention d'eau

L'épaisseur du GCB varie selon la charge appliquée lors de l'hydratation et la surface sur laquelle elle est appliquée. Selon la littérature, l'épaisseur d'un GCB sec varie entre 7 et 10 mm tandis qu'elle peut atteindre une valeur de 13 mm lorsqu'hydrater avec de l'eau déionisée à de faibles pressions de confinement (Petrov et al., 1997b). L'épaisseur d'un GCB doit être mesuré à l'aide d'une jauge d'épaisseur ayant un plateau de minimum 56,4 mm de diamètre (Chevé, 2019).

Le diamètre moyen d'aiguilletage obtenu pour un GCB, selon la littérature, est de 0,7 à 1,6 mm et la densité de fibres aiguilletées varie entre 67 000 et 114 000 fibres/m² (Rowe et al., 2017). Ce paramètre peut être évalué de deux manières (Chevé, 2019):

- Soit par photographie de l'image projetée d'un GCB posé sur une table lumineuse dans une pièce noire. Les zones lumineuses et ombragées permettent de différencier la bentonite des fibres et une analyse est faite numériquement.
- Soit par hydratation du GCB à l'aide d'une solution colorée qui permet de différencier les fibres de la bentonite. Après hydratation complète, le GCB est ouvert et chaque partie est analysée au microscope.

La masse surfacique de la bentonite peut avoir un impact sur l'épaisseur finale du GCB hydraté et ainsi sur le gradient hydraulique du milieu (Von Maubeuge & Ehrenberg, 2014). Selon les travaux de Touze Foltz et al. (2014) et de Von Maubeuge (2002), de la bentonite sodique possédant une masse surfacique minimale de 2,7 kg/m³ n'a pas d'impact négatif (augmentation) sur la conductivité hydraulique du GCB. La masse surfacique du GCB peut être calculée en divisant la masse sèche d'un échantillon par sa superficie. La mesure doit être effectuée sur plusieurs échantillons pour être représentative. Par la suite, la masse surfacique de la bentonite est calculée en soustrayant la masse surfacique des géotextiles par celle du GCB qui vient d'être calculée (ASTM D5993-18 ; ASTM, 2022). La mesure de la teneur en eau d'un GCB permet de déterminer son état d'hydratation. Dans la littérature, la teneur en eau massique initiale d'un GCB est située entre 7% et 13% (Jo et al., 2001; Bouazza et al., 2007; Touze-Foltz et al., 2016). La valeur de la teneur en eau massique se calcul à l'aide de la masse initiale de l'échantillon, l'aire de l'échantillon, les masses surfaciques du GCB et de la bentonite (ASTM D5993-18 ; ASTM, 2022). D'autre part, les travaux de Petrov et al. (1997b) ont montré que la masse de la bentonite contenue au sein d'un GCB est variable d'un échantillon à l'autre et peut avoir un impact sur la hauteur du GCB hydraté ainsi que sur sa conductivité hydraulique saturée. Celle-ci peut varier jusqu'à un facteur de 3 donnant des valeurs, pour leur essai, située entre 2×10^{-9} et 6×10^{-9} cm/s pour des échantillons de 10 mm de hauteur (Petrov et al., 1997b). Pour éliminer l'influence de cette masse, ils ont proposé de déterminer la valeur de l'indice des vides apparent (e_B) du GCB qui a une relation linéaire avec la conductivité hydraulique. Ainsi, lorsque l'indice des vides diminue, la quantité de pores disponibles pour le transport du fluide est réduite, ce qui engendre la diminution de la conductivité

hydraulique. Une formule a été proposée pour calculer le paramètre e_B qui s'exprime comme suit (Petrov et al., 1997b):

$$e_B = \frac{H_{GCL} - H_S}{H_S} \quad (2.22)$$

Où, H_{GCL} est la hauteur du GCB hydraté, H_S correspond à la hauteur des composantes (géotextiles et bentonite) du GCB, qui se calcule par l'équation suivante (Petrov et al., 1997b):

$$H_S = \frac{m_{BENT}}{\rho_b(1 + w_o)} + \frac{m_{GEO}}{\rho_g} \quad (2.23)$$

Où, m_{BENT} et m_{GEO} représentent la masse surfacique initiale respectivement de la bentonite et des géotextiles, $\rho_{bentonite}$ et $\rho_{géotextile}$ correspondent à la masse volumique respectivement des grains de bentonites contenus dans le GCB et du géotextile, et w_o est la teneur en eau initiale de la bentonite (Petrov et al., 1997b).

Parmi les propriétés hydriques typiques, le gonflement de la bentonite contenu dans un GCB a son importance puisqu'il a un impact direct sur la conductivité hydraulique ainsi que sur la capacité d'autoréparation (Egloffstein, 2001; Jo et al., 2001). Le gonflement de la bentonite peut être mesuré à l'aide de test normé (ASTM D5890-19 ; ASTM, 2019c). Les travaux de Jo et al. (2001) et de Touze Foltz (2012) ont montré qu'à condition égale, le gonflement libre d'une bentonite sodique est généralement supérieur à 30 mL/2g, alors qu'une bentonite calcique obtient des valeurs de gonflement inférieures à 10 mL/2g. La conductivité hydraulique saturée d'une bentonite sodique hydratée est alors plus faible que celle d'une bentonite calcique hydratée. La conductivité hydraulique saturée d'un GCB peut différer selon le type de fluide utilisé à l'hydratation (Chevé, 2019). Ce paramètre peut être mesuré en laboratoire par un essai de perméabilité à paroi flexible en utilisant comme fluide de perméation de l'eau déionisée (ASTM D5887/D5887M-20 ; ASTM, 2020) ou un liquide incompatible (ASTM D5199-12 ; ASTM, 2019b). En général, les conductivités hydrauliques mesurées à la suite d'une perméation à l'eau déionisée sont de l'ordre de 1×10^{-10} à 1×10^{-8} cm/s (Bouazza, 2002). L'influence qu'a le type de fluide d'hydratation sur la conductivité hydraulique est présentée en détail à la partie suivante. Les cycles de mouillage-séchage auxquels peut être exposé le GCB peuvent induire une variation de son degré de saturation. Ses propriétés de rétention d'eau doivent donc être connues et pour cela il faut déterminer sa courbe de rétention d'eau (CRE). Un GCB est composé de géotextile et de bentonite, qui possèdent une

capacité de rétention d'eau différente. Contrairement à la bentonite, le géotextile se désature très rapidement dès l'application d'une faible pression négative (Abuel-Naga & Bouazza, 2010). Aussi, l'aiguilletage d'un GCB limite la capacité de gonflement de la bentonite, la CRE d'un GCB est donc différente de celle de la bentonite seule (Beddoe et al., 2011). Abuel-Naga et Bouazza (2010) et Lau et al. (2022) ont donc proposé d'illustrer la CRE d'un GCB par une courbe bimodale, la première zone représentant le comportement du géotextile et la seconde celle de la bentonite (Figure 2.8).

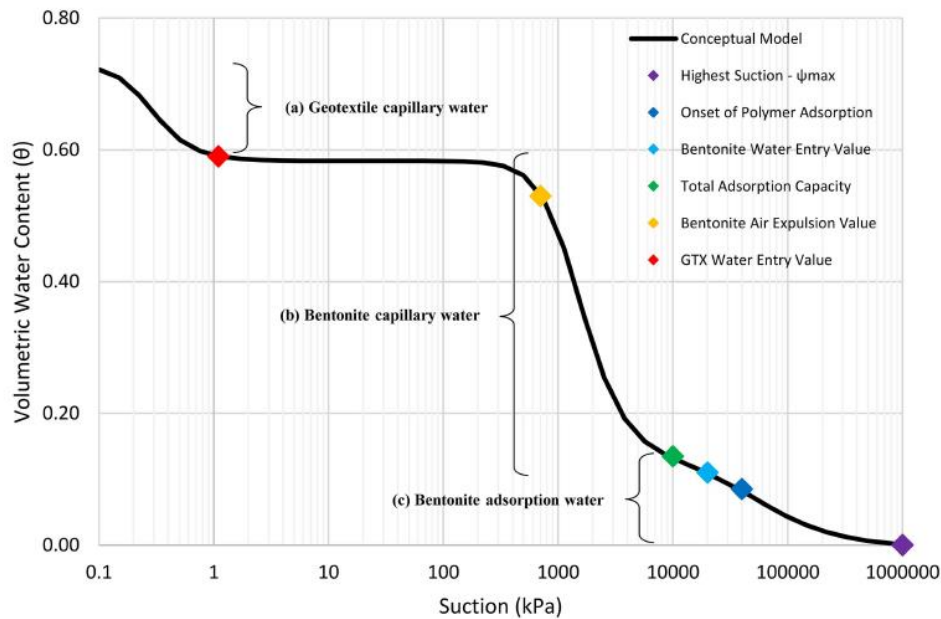


Figure 2.8 Courbe de rétention d'eau bimodale d'un GCB (Lau et al., 2022)

Lors du drainage d'un GCB par augmentation graduelle de la succion, l'AEV du géotextile est rapidement atteint entraînant sa désaturation (Figure 2.8, section a). Lorsque les pores des géotextiles sont vides, la teneur en eau volumique au sein du GCB se stabilise avant d'atteindre l'AEV de la bentonite qui se désature, à son tour (Figure 2.8, section b). À des succions plus élevées, la capacité de rétention d'eau du GCB est contrôlée par la bentonite qu'il contient. Aussi, lors de l'atteinte de ces succions, la désaturation de la bentonite est ralentie et l'eau reste entre les grains par adsorption (Abuel-Naga & Bouazza, 2010; Lau et al., 2022).

2.5.3 Facteurs d'influence

Trois principaux facteurs exercent une influence sur la performance d'un GCB à contrôler la migration des fluides : la pression de confinement appliquée, la qualité de l'eau d'hydratation et les cycles de gel-dégel.

À court terme, l'application d'une pression de confinement sur le GCB, avant son hydratation complète, peut avoir un impact sur le gonflement du géocomposite et sur sa performance. Comme mentionné précédemment, l'épaisseur finale d'un GCB hydraté librement sera supérieure à celle d'un GCB hydraté sous une pression élevée (Figure 2.9a). Les travaux de Petrov et al. (1997b) ont également démontré que l'application d'une pression de confinement exerce une influence sur l'indice des vides final et la conductivité hydraulique saturée (Figure 2.9b). L'application d'une pression durant l'hydratation du GCB et non après une hydratation libre a pour effet de diminuer l'indice des vides final (Petrov & Rowe, 1997a).

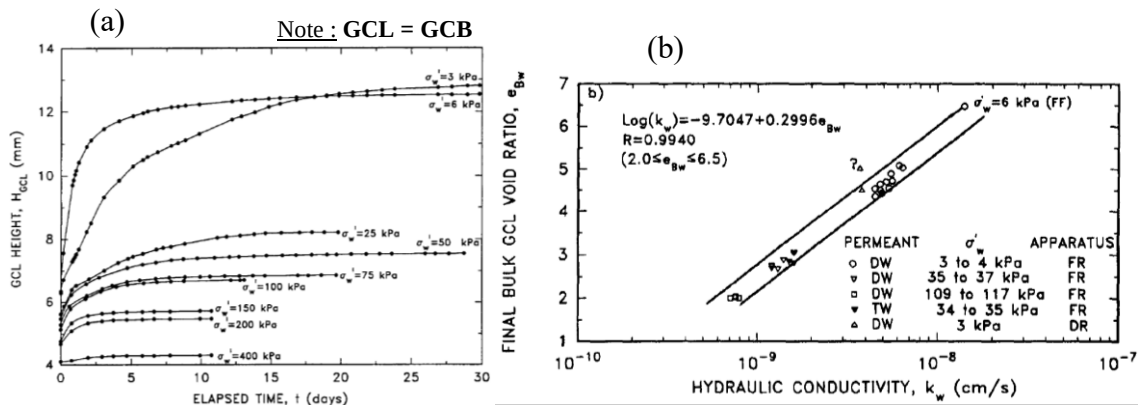


Figure 2.9 Influence de la pression de confinement sur : (a) l'épaisseur finale d'un GCB hydraté avec de l'eau déionisée; (b) l'indice des vides final et la conductivité hydraulique saturée (modifié de Petrov et al., 1997b)

La diminution de l'indice des vides entraîne une diminution de la teneur en eau et une modification de la courbe de rétention d'eau du GCB (Bannour et al., 2014). Selon des travaux effectués par Touze-Foltz et al. (2016), la pression de confinement aurait un impact sur la teneur en eau initiale d'un GCB, modifiant ainsi sa courbe de rétention d'eau (Figure 2.10). La teneur en eau initiale sera plus élevée lorsqu'une faible pression de confinement est appliquée sur le GCB.

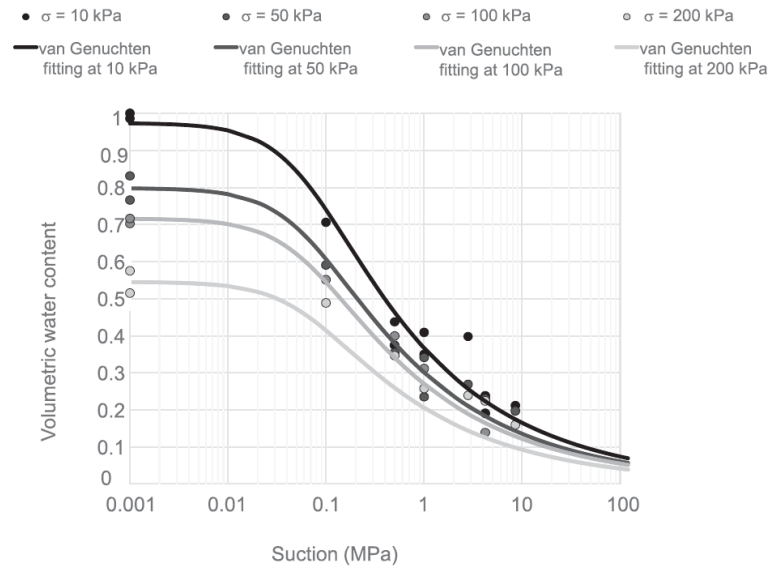


Figure 2.10 Influence de l'application d'une pression de confinement verticale sur la courbe de rétention d'eau d'un GCB (Touze-Foltz et al., 2016)

Le type de liquide utilisé pour hydrater un GCB peut avoir un impact sur sa performance puisque les ions présents dans le fluide peuvent modifier les propriétés du GCB. Des travaux de Petrov et Rowe (1997a), de Shackelford et al. (2000) et de Jo et al. (2001) ont montré que l'utilisation d'une solution enrichie à l'aide de chlorure de sodium ou de calcium au lieu d'une eau déionisée peut augmenter la conductivité hydraulique d'un GCB d'un à deux ordres de grandeur (Tableau 2.3). Les travaux de Chevé (2019) et Shackelford et al. (2010) ont également démontré que la perméation d'un GCB par une solution de drainage minier acide synthétique engendre une augmentation de la conductivité hydraulique du GCB d'un ordre de grandeur (Tableau 2.3).

Tableau 2.3 Exemples de l'influence du type de fluide utilisé pour hydrater un GCB

Étude	Liquide hydratant	Liquide perméant	k_{sat} (cm/s)
Petrov et Rowe (1997a)	Eau déionisée 0,6 mol/l NaCl	0,6 mol/l NaCl 0,6 mol/l NaCl	$8,0 \times 10^{-8}$ $4,0 \times 10^{-7}$
	Eau déionisée 2,0 mol/l NaCl	2,0 mol/l NaCl 2,0 mol/l NaCl	$4,7 \times 10^{-8}$ $1,2 \times 10^{-6}$
Shackelford et al. (2000)	Eau déionisée 6,7 mol/l $CaCl_2$	6,7 mol/l $CaCl_2$ Eau déionisée	1×10^{-8} 1×10^{-6}
Jo et al. (2001)	A pH = 2 : Eau déionisée 0,01M $CaCl_2$ 0,025M $CaCl_2$	Eau déionisée 0,01M $CaCl_2$ 0,025M $CaCl_2$	$1,2-3,0 \times 10^{-9}$ $1,8 \times 10^{-6}$ à $4,4 \times 10^{-7}$ $1,9-2,0 \times 10^{-6}$
Shackelford et al. (2010)	Eau souterraine Eau souterraine DMA synthétique	Eau souterraine DMA synthétique DMA synthétique	$1,7 \times 10^{-9}$ $7,9 \times 10^{-7}$ $3,9 \times 10^{-6}$
Chevé (2019)	Eau déionisée DMA synthétique	Eau déionisée DMA synthétique	$1,2-1,9 \times 10^{-9}$ $1,2-4,4 \times 10^{-8}$

L'épaisseur d'un GCB hydraté avec une pression de confinement négligeable est plus petite lorsqu'un fluide incompatible (modifiant les propriétés de la bentonite) est utilisé (Oren & Akar, 2017). Des analyses ont été effectuées, par Oren et Akar (2017), sur de la bentonite granulaire libre mise dans des cylindres contenant 90 mL d'eau déionisée, dans l'un, et de lixiviat de décharge, dans l'autre. Les résultats montrent une absorption jusqu'à 25 mL/2g de bentonite dans l'eau déionisée tandis que cette absorption atteint une valeur maximale de 19,5 mL/2g dans le lixiviat. Dans le cas de cette étude, les hautes concentrations en Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} du lixiviat sont la cause de faible gonflement de la bentonite. L'échange ionique lors de l'hydratation entre la bentonite et le lixiviat a engendré une diminution de l'espace disponible entre les grains de bentonite pour gonfler (Oren & Akar, 2017). Cela engendre une augmentation de la conductivité hydraulique saturée.

Dans une moindre mesure, la composition de la bentonite peut également avoir un impact sur la performance du GCB. Des études menées par Guyonnet et al. (2009) et Jo et al. (2004) ont montré une corrélation entre l'indice de gonflement libre de la bentonite et la proportion en sodium échangeable. L'absence de sodium dans la bentonite engendre un gonflement d'environ 10 cm³/2g de bentonite alors qu'une proportion de 0,8 en sodium permet d'atteindre un gonflement proche de 35 cm³/2g, soit une augmentation d'un facteur d'environ 3,5 (Figure 2.11).

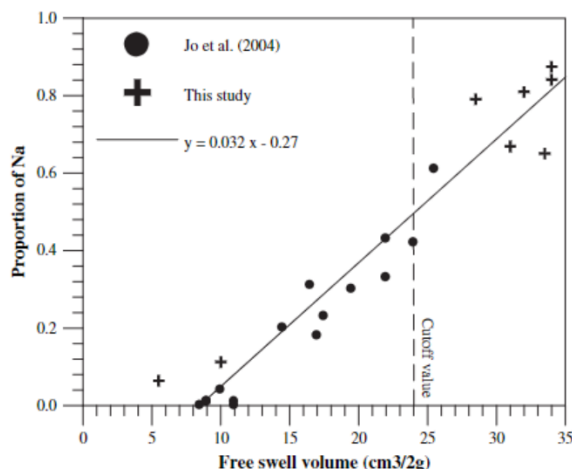


Figure 2.11 Gonflement libre de la bentonite en fonction de la proportion de sodium échangeable (Guyonnet et al., 2009)

À long terme, les cycles de gel-dégel peuvent aussi avoir un impact sur le maintien de la performance du géocomposite bentonitique. En période de gel, un changement de structure s'opère au sein de la bentonite lors de la formation de cristaux de glace. L'eau se trouvant entre les feuillets d'argile migre vers ces cristaux qui deviennent plus larges. Lors du dégel, ces cristaux de glace fondent et l'espacement entre les feuillets est restauré (Anderson & Hoekstra, 1965). Durant son étude, Eigenbrod (2003) a montré qu'un faible k_{sat} était maintenu après un cycle de gel-dégel dû à la fermeture des fissures par le gonflement de la bentonite. Toutefois, les travaux de Chevé (2019) ont montré que la combinaison de la perméation d'un GCB par un fluide incompatible (comme du DMA synthétique) et la succession de plusieurs cycles de gel-dégel engendre une augmentation de la conductivité hydraulique saturée de 2 à 3 ordres de grandeur.

2.5.4 Exemples d'application

La possibilité d'utilisation d'un géocomposite bentonitique (GCB) comme méthode de restauration a été étudiée et documentée sur plusieurs sites (Tableau 2.4). La majorité d'entre eux possède des rejets miniers générateurs d'acide, mais aucune étude n'a été trouvée concernant l'installation d'un GCB dans le but de restaurer des rejets miniers fortement réactifs. À noter également que la performance de ces systèmes n'a pas été évaluée systématiquement.

Tableau 2.4 Synthèse des sites utilisant un géocomposite bentonitique (GCB) comme barrière à l'eau (modifié de Maqsoud et al., 2021 et de Chevé, 2019)

Site	Configuration	Caractéristiques	Références
New Calumet, Québec, Canada	15 cm de terre végétale - Géotextile 45 cm de sable - GCB 15 cm de sable	Diminution de la concentration en éléments dissouts Site minier abandonné (4,2 ha)	WSP (2018)
Projet Premier Gold, Colombie-Britannique, Canada	5-10 cm de terre végétale 25-30 cm de sable grossier et de gravier 10-15 cm de sable - GCB 10-15 cm de sable fin	Cellule expérimentale de terrain (15 x 16 m) Présence de résidus miniers potentiellement générateurs d'acidité Exhumation d'échantillons de GCB et mesure de pression d'entrée d'air (AEV) inférieure à 10 kPa La conductivité hydraulique des échantillons de GCB varie entre 1×10^{-8} à 2×10^{-8} cm/s Deux des trois profils effectués sur les résidus ont montré de forte concentration en oxygène Ruissellement sur le recouvrement Infiltration dans les résidus miniers durant des périodes de forte précipitation	Renken et al. (2005); 2009
Somex, Québec, Canada	100 cm de sable - GCB	Site minier abandonné (1 ha) Présence de résidus miniers générateurs d'acide	Aubertin et al. (2002)
Kam Kotia, Ontario, Canada	15 cm de terre végétale 60 cm de matériaux granulaires 15 cm d'argile - GCB - Ancien recouvrement (30 cm de stériles et 30 cm matériaux granulaires)	Site minier abandonné (80 ha) Présence de résidus miniers générateurs d'acide Conductivité hydraulique finale du GCB varie entre 5×10^{-10} cm/s à 5×10^{-13} cm/s	Hamblin (2009); INAP (2012)
Whistle, Ontario, Canada	90 cm de sable graveleux - GCB	Cellule expérimentale de terrain (12 x 24 m) Présence de stériles miniers générateurs d'acide Ruissellement sur le recouvrement Infiltration dans les stériles miniers	Adu-Wusu et Yanful (2006); 2007

2.6 Amendements alcalins

2.6.1 Généralités

Pour rappel, le contact des minéraux sulfureux présent dans certains rejets miniers avec de l'eau et de l'oxygène engendre leur oxydation. Cette oxydation entraîne une diminution du pH de l'eau interstitielle des rejets et la mise en solution de certains métaux, augmentant ainsi leur concentration dans l'eau qui percole à travers les rejets. Ce processus est la cause de la formation de drainage minier acide (DMA) qui est responsable de la contamination des sols et des eaux avoisinant certains sites d'entreposage. Afin de contrôler la génération du DMA, il est d'usage d'éliminer l'une des composantes étant à la source de sa formation : les sulfures, l'eau et/ou l'oxygène. Pour ce faire, les techniques de prévention visent à mettre en place des recouvrements permettant d'exclure les composantes d'eau et/ou d'oxygène (Bussière & Guittonny, 2021).

Une autre approche pour contrôler le DMA est la mitigation par l'ajout d'amendement (Aubertin et al., 2002). Cela consiste à neutraliser l'acidité produite par l'oxydation des rejets miniers à l'aide d'ajout de matériaux alcalins. Il s'agit d'une méthode de contrôle temporaire qui nécessite d'être réappliquée régulièrement (Aubertin et al., 2002). Dans le domaine minier, la méthode de mitigation par amendement alcalin est souvent utilisée avant de procéder à la réhabilitation du site. La stabilisation permet de réduire la lixiviation des métaux lourds et de neutraliser l'acidité possiblement formée au sein des rejets localisés près de la surface (Elghali, 2018). Ainsi, de façon théorique, si les matériaux alcalins ajoutés aux rejets miniers ont une capacité de neutralisation supérieure à la capacité de production d'acidité des rejets, il n'y aura pas de génération de DMA et l'effluent ne sera pas contaminé (Aubertin et al., 2002). Les amendements alcalins peuvent être mis en place de deux façons ; soit par mélange des matériaux alcalins avec les rejets miniers à une proportion prédéfinie (Andrina, 2009), soit par épandage en installant une couche d'amendement au-dessus des résidus miniers entreposés (Andrina, 2009; Elghali, 2018). La mise en place d'un amendement alcalin permet d'augmenter le pH et l'alcalinité du milieu, et de réduire l'acidité de l'eau sortant du système. L'interaction des matériaux alcalins avec des rejets contenant des minéraux sulfureux entraîne une modification de la qualité de l'eau par quatre mécanismes : (i) la précipitation de fer ferrique sous forme d'oxyhydroxydes de fer (Jönsson et al., 2005; Espana et al., 2006); (ii) la passivation des sulfures par la précipitation d'oxydes sur la surface des grains (Nicholson et al., 1989); (iii) la diminution de l'activité bactérienne oxydante lorsqu'il y a atteinte

des conditions proches de la neutralité (NEDEM, 1997; Nordstrom & Southam, 1997); (iv) la possible formation d'une couche cimentée (hardpan) (Mylona et al., 2000).

Il existe également des amendements cimentaires, qui possèdent une capacité de solidification physique du solide en plus de celle de stabilisation géochimique. Ce type d'amendement est produit par l'ajout d'additifs cimentaires conventionnels ou alternatifs. La solidification entraîne une modification de la texture des résidus miniers en diminuant la fraction de liquide du mélange résidus/additifs cimentaire. L'ajout de ciment entraîne également une modification de la cohésion et de la perméabilité finale du mélange (Nehdi & Tariq, 2007).

Dans le cadre de ce projet, l'emphasis est mise sur les amendements de type alcalin, et ce, pour des raisons économiques, d'accessibilité et de disponibilité.

2.6.2 Principaux amendements alcalins

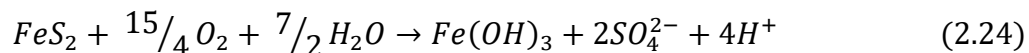
Différents matériaux peuvent être utilisés pour produire des amendements alcalins, dont des déchets industriels (ex : cendres volantes, boue rouge, poussières de four de cimenterie, phosphates, GLD) L'avantage d'utiliser des déchets industriels est que l'on valorise un déchet et que l'on priorise une gestion intégrée des rejets. Le tableau 2.5 présente une liste non exhaustive des déchets industriels pouvant servir d'amendement alcalin ainsi que les conclusions tirées à la suite des tests en laboratoire. Les essais de stabilisation géochimique du DMA par ajouts de ce type de déchets sont majoritairement concluants. Certains ont montré une efficacité plus élevée que d'autres, comme les poussières de cimenterie qui sont capable de maintenir un pH neutre à plus long terme et d'engendrer une diminution de la concentration en métaux dissouts dans les eaux interstitielles. À contrario, l'utilisation de boues rouges est plus mitigée puisque la stabilisation du milieu à un pH neutre est seulement temporaire et qu'elles ne font que retarder l'oxydation de la pyrite. En plus de présenter des résultats pas toujours concluants, il arrive que la quantité de déchets industriels disponible ne soit pas suffisante et que les industries soient trop éloignées des sites à restaurer. D'autre part, l'ajout de pierres calcaires dans des rejets miniers est la technique la plus communément proposée pour amender les rejets miniers et les études sont nombreuses et bien documentées (voir Tableau 2.5). Pour toutes ces raisons (disponibilité et localisation éloignée des déchets industriels, efficacité de la pierre calcaire prouvée dans de nombreux cas), l'utilisation de pierre calcaire a été priorisée dans ce projet comme amendement alcalin.

Tableau 2.5 Synthèse des matériaux alcalins utilisés pour amender des rejets miniers

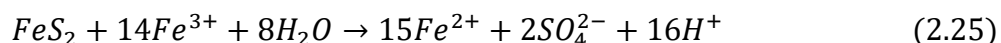
Matériaux alcalins	Caractéristiques	Références
Cendres volantes	Augmentation du pH ; Réduction de la teneur en sulfate Immobilisation des métaux Réduction de l'oxydation de la pyrite par la précipitation du fer sous forme de ferrihydrite sur la surface du grain Diminution de la capacité de rétention des métaux dû à une réduction du pH qui peut entraîner un relargage	Doye (2005); Pérez-Lopez et al. (2005); Bertocchi et al. (2006); Pérez-Lopez et al. (2007); Yeheyis et al. (2008)
Boue rouge	Neutralisation de l'acidité à court terme Grande capacité de rétention des métaux par adsorption Efficacité à long terme incertaine Ajout de saumure peut augmenter l'efficacité à long terme	Doye et Duchesne (2003); Bertocchi et al. (2006); Paradis et al. (2006)
Poussières de four de cimenterie	Plus grande réduction de l'acidité comparativement à la pierre calcaire broyée Augmentation du pH ; Réduction de la lixiviation des métaux Formation d'une couche peu perméable qui limite la diffusion de l'oxygène Pas d'information sur l'efficacité à long terme	Bellaloui et al. (1996); Mehling et al. (1997); Lapakko et al. (2000); Doye (2005)
Boue alcaline	Augmentation de l'alcalinité et du pH Réduction de l'activité bactérienne Diminution de la lixiviation des métaux et immobilisation	Chtaini et al. (1996); 1997
Phosphates	Précipitation des minéraux phosphato-métalliques qui ont une faible solubilité Réduction de la concentration en métaux dans l'eau interstitielle Stabilisation des métaux Précipitation du fer ferrique sous forme de phosphate de fer (réduction de l'oxydation indirecte de la pyrite) À utiliser en complément d'un amendement alcalin	Evangelou (1995); Skousen et al. (1998); Eusden et al. (2002); Barrie et Hallberg (2005)
Green Liquor Dregs (GLD)	Limitation de la diffusion de l'oxygène et de l'écoulement de l'eau Augmentation du pH ; Immobilisation des contaminants	Jia et al. (2014); Mäkitalo et al. (2014); 2015; Alakangas et al. (2019)
Pierre calcaire (calcaire, dolomie)	Précipitation du fer ferrique en hydroxyde de fer Augmentation du pH ; Neutralisation de l'acidité Précipitation d'oxyde sur la surface des grains de pyrite Atténuation des concentrations en sulfate et en métaux par la précipitation de minéraux	Lapakko et al. (1997); Davis et al. (1999); Mylona et al. (2000); Catalan et al. (2002); Catalan et Yin (2003); Komnitsas et al. (2004); Kastyuchik et al. (2016); Elghali et al. (2019)

2.6.3 Réactions d'oxydation et de neutralisation

Pour rappel, l'exposition des minéraux sulfureux, comme la pyrite et la pyrrhotite, aux conditions atmosphériques ambiantes, provoque leur oxydation. L'équation générale qui représente l'oxydation complète de la pyrite par de l'oxygène s'exprime comme suit (Plante et al., 2021) :



Dans cette équation, l'oxydation d'une mole de pyrite génère une mole de ferrihydrite, ainsi que deux moles de sulfates et quatre moles d'ion hydrogène (soit deux moles d'acide sulfurique, $H_2SO_4^{2-}$). L'acidité produite par cette réaction engendre une diminution du pH du milieu et lorsque celui-ci atteint une valeur inférieure à 4,5, l'oxydation de la pyrite peut être induite par le fer ferrique (Fe^{3+}) (Plante et al., 2021) :



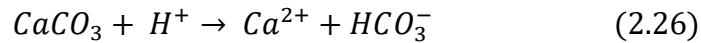
La quantité d'acidité produite lors de l'oxydation de la pyrite est quatre fois plus grande dans un milieu acide que dans un milieu où le pH est plus élevé. Il est important de noter que les ions de fer ferreux (Fe^{2+}) générés peuvent également subir une oxydation qui est favorisée par la présence de bactéries ferrooxydantes. La quantité d'acidité générée dans un milieu est étroitement liée au pH de ce milieu et est plus importante lorsque le pH est faible (e.g. Moses & Herman, 1991; Blowes et al., 2014). Le relargage des métaux dépend également de la variation du pH : plus l'acidité sera élevée et le pH sera faible, plus le taux de relargage des métaux sera élevé (e.g. Holmström et al., 1999).

Lorsque les rejets miniers sulfureux contiennent des minéraux carbonatés, l'oxydation des sulfures et la production d'acidité peuvent être réduites. Ainsi, quand la quantité de carbonates est suffisante, il est possible de maintenir un pH près de la neutralité, de diminuer la solubilité des métaux et de réduire le taux d'oxydation des minéraux sulfureux (e.g. Holmström et al., 1999). Lorsque la quantité initiale de minéraux carbonatés dans les rejets miniers est négligeable, il est possible d'y ajouter des matériaux riches en carbonates pour compenser, comme de la pierre calcaire (calcaire, dolomie). Les carbonates sont les minéraux qui permettent une neutralisation plus efficace de l'acidité due à leur taux de dissolution qui est plus élevée (e.g. Sherlock et al., 1995; Blowes et al., 2014). L'amendement permettra non seulement de neutraliser l'acidité déjà présente, mais également de réduire l'oxydation des minéraux sulfureux (Mylona et al., 2000). La

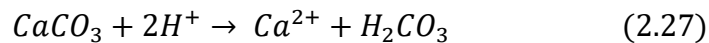
neutralisation de l'acidité résulte de la réaction entre des ions d'hydrogène (H^+) et les minéraux carbonatés, par dissolution de ces minéraux (Plante et al., 2021). La calcite et la dolomite possèdent des réactions de dissolution différentes selon le pH du milieu (Plante et al., 2021) :

Calcite

$pH > 6,4$

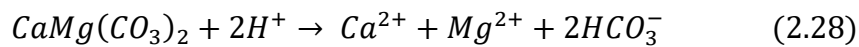


$pH < 6,4$

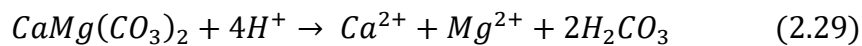


Dolomite

$pH > 6,4$



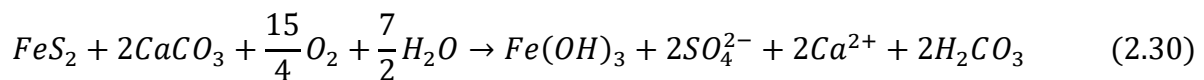
$pH < 6,4$



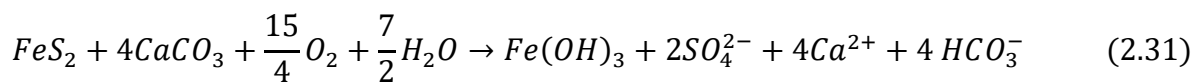
Lorsque le pH du milieu est inférieur à 6,4, les carbonates sont capables de consommer une plus grande quantité d'ions H^+ et ont donc un pouvoir de neutralisation plus élevé. Aussi, quand le pH est faible, leur taux de dissolution est plus élevé, ce qui veut dire que la réaction de neutralisation est plus rapide (Sherlock et al., 1995; Arvidson et al., 2003; Dolgaleva et al., 2005). En plus de dépendre du pH, la capacité de neutralisation de l'acidité dépend d'autres facteurs comme la température, la surface libre des minéraux, de leur cristallographie et de la grosseur des particules (Bussière et al., 2006).

En résumé, selon le pH du milieu (inférieur ou supérieur à 6,3) et dans un état à l'équilibre, les réactions d'oxydation-neutralisation seront les suivantes (Morin & Hutt, 1994):

Si $pH < 6,3$



Si $6,3 < pH < 10,3$



En milieu acide ($pH < 6,3$), deux fois moins de carbonates sont nécessaires pour neutraliser une mole de pyrite comparativement à un milieu possédant un pH supérieur à 6,3 (Morin & Hutt, 1994).

Plusieurs études ont été effectuées ayant pour but d'évaluer l'impact de l'ajout de pierre calcaire sur l'acidité du milieu et la quantité de métaux dissouts dans le lixiviat. Ces études s'entendent sur le fait qu'une augmentation du pH est notable, passant d'une valeur généralement inférieure à 4,5 à une valeur d'environ 7 à 8 permettant d'atteindre un état chimique neutre au sein du matériau (Mylona et al., 2000; Catalan et al., 2002; Catalan & Yin, 2003; Kastyuchik et al., 2016; Elghali et al., 2019). Dans son étude, Mylona et al. (2000), montre que l'ajout de 29%wt de CaCO_3 dans des résidus miniers générateurs d'acidité permet de réduire les concentrations en fer (de 80%), en zinc (de 72%) et en soufre (de 62%) comparativement à un résidu non amendé. L'étude d'Elghali et al. (2019), conclut pour sa part que l'ajout d'une quantité de 5-10%wt de CaCO_3 dans des résidus miniers générateurs d'acidité permet de passer d'une concentration en fer sans amendement d'environ 1034 mg/L à une concentration inférieure à 0,2 mg/L (Figure 2.12). Pour le zinc, les concentrations passent d'environ 17,6 mg/L à une valeur inférieure à 1,4 mg/L et pour le soufre, elles passent d'environ 7500 mg/L à des concentrations entre 2840 et 3290 mg/L (Elghali et al., 2019). Il est à noter que ces études ont été réalisées à l'échelle du laboratoire (Mylona et al., 2000; Catalan et al., 2002; Catalan & Yin, 2003; Kastyuchik et al., 2016) ou du terrain (Elghali et al., 2019) et sur une durée d'un an, pour l'étude la plus longue. Les résultats obtenus montrent donc que la méthode d'ajout de pierre calcaire au sein de rejets miniers générateurs d'acidité est efficace à court terme.

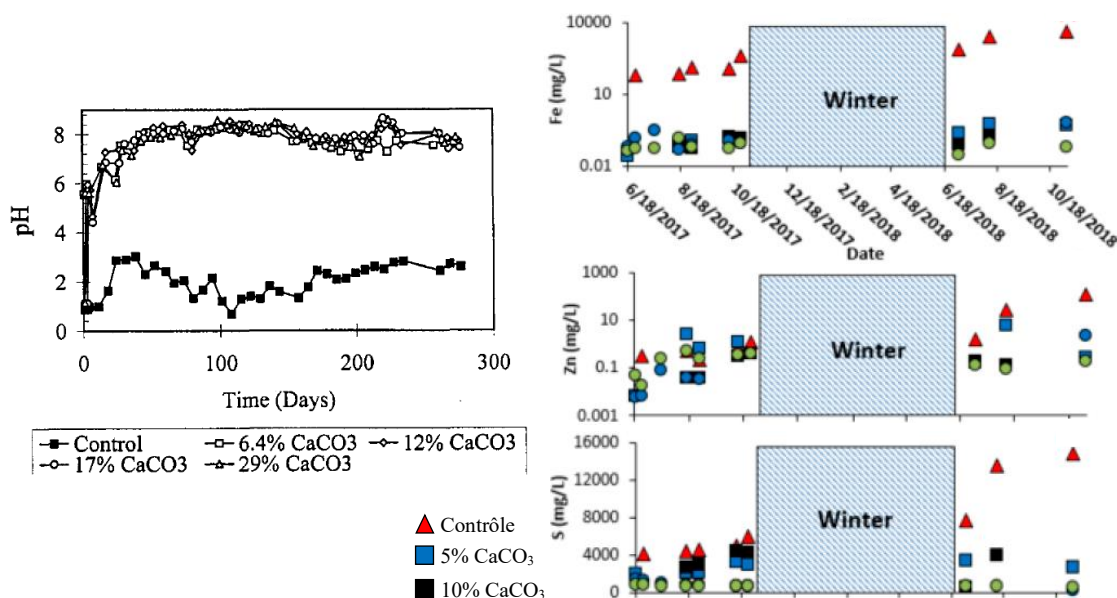


Figure 2.12 Exemple d'impact occasionné par l'ajout d'amendement alcalin (a) sur le pH (Mylona et al., 2000) et (b) sur la concentration en métaux dissouts (Elghali et al., 2019)

La consommation de la calcite et de la dolomite lors des réactions de neutralisation entraîne la précipitation de minéraux secondaires tels que la sidérite et des hydroxydes d'aluminium. La dissolution de ces derniers permet de maintenir le milieu proche de la neutralité, dans une moindre mesure (Blowes et al., 2014). Des travaux de laboratoire menés par Jurjovec et al. (2002; 2003) ont démontré une stabilisation du pH à la neutralité tant que la dissolution de minéraux carbonatés avait lieu. Cette stabilisation était suivie d'une diminution brusque du pH après l'épuisement des carbonates.

Le contrôle de la génération d'acidité et de la qualité de l'eau provenant de rejets miniers sulfureux dépend de l'évolution de la balance entre les réactions d'oxydation et de neutralisation au sein de ces rejets dans le temps, ainsi que de la précipitation et de la dissolution des minéraux secondaires. Les minéraux neutralisants présents dans les rejets doivent être capables de tamponner l'acidité à long terme. C'est pourquoi la réalisation d'essais statiques et cinétiques est essentielle pour déterminer le potentiel de neutralisation et d'acidité du matériau et l'évolution du comportement géochimique au cours du temps (Sherlock et al., 1995; Plante et al., 2021).

CHAPITRE 3 MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1 Méthodologie du projet

L'objectif principal de ce projet est de modifier physiquement la CEBC et/ou chimiquement les résidus miniers fortement réactifs pour améliorer la performance de la CEBC en présence de ce type de rejets miniers. La méthodologie suivante a été développée pour atteindre cet objectif :

- Caractérisation initiale et finale des matériaux utilisés dans l'étude ;
- Évaluation du comportement de différents scénarios de CEBC modifiée physiquement et/ou chimiquement, à l'aide d'essais cinétiques en colonne expérimentale ;
- Analyse de l'influence de la modification physique et/ou chimique sur la performance de la CEBC par rapport à une CEBC typique.

Ce chapitre présente les différents matériaux utilisés pour réaliser les essais en laboratoire, les méthodes utilisées pour effectuer les caractérisations physique, chimique et minéralogique de ces matériaux, et celles utilisées pour analyser les échantillons de lixiviat provenant des essais cinétiques en colonne. Chaque technique d'analyse est décrite ainsi que la méthode de montage des colonnes expérimentales et l'instrumentation qui y a été installée.

3.2 Matériaux utilisés

Les matériaux meubles constituant les CEBC testées, c'est-à-dire le sable et les résidus de la mine Goldex, proviennent de cellules expérimentales construites à la mine LaRonde durant le projet de doctorat de Kalonji-Kabambi (2020). Ces cellules ont été démantelées en fin d'année 2021 et des chaudières de 20 L ont été remplies avec des résidus Goldex (6 chaudières) et du sable (7 chaudières). Chaque matériau a été homogénéisé en laboratoire et réparti dans les mêmes chaudières. Les résidus fortement réactifs utilisés dans cette étude proviennent de la mine LaRonde. Ce résidu, directement prélevé à l'usine de traitement, a été reçu sous forme de pulpe dans un baril de 170 L. Après homogénéisation de l'ensemble du baril, cinq chaudières de 20 L ont pu être récupérées. L'homogénéisation des matériaux a été faite grâce à la méthode du quartage à la pelle (Aïtcin et al., 2012). Cette méthode consiste à étaler le matériau en forme de cercle (en partant du centre de la pile) avec une pelle, sur un sol préalablement nettoyé. Le cercle est divisé en quatre quarts égaux, les 1^{er} et 3^e quarts sont assemblés, les 2^e et 4^e quarts sont assemblés, puis le tout est

assemblé pour former une pile. Cette pile est ensuite étalée de nouveau en cercle et la procédure doit être réitérée au moins cinq fois (Aïtcin et al., 2012).

Pour la fabrication des mélanges de résidus LaRonde amendés, deux différents types de matériau alcalin ont été commandés :

- Du calcaire, provenant de la carrière Les Calcites du Nord se trouvant à Dolbeau-Mistassini (Québec). Une quantité de trois sacs de 36,3 kg de calcaire concassée au 0-6,25 mm a été reçu ;
- De la dolomie, provenant d'une carrière se trouvant en Ontario. Une quantité de trois chaudières de 20 L a été reçue, avec du matériau concassé au 0-6,25 mm

Les morceaux de géocomposite bentonitique (GCB) ont été prélevés dans le même rouleau de GCB non tissé et renforcé. Ce rouleau a été commandé par le laboratoire de l'URSTM à l'UQAT, à la compagnie Texel Geosynthetics (TexelGeosynthetics, 2020). Plusieurs disques ont été découpés pour répondre au besoin du projet : deux pour les essais de gonflement libre et d'étanchéité (voir section 3.4.1) et quatre pour la construction des colonnes (voir section 3.4.2).

3.3 Caractérisation des matériaux

Différentes analyses ont été faites sur les matériaux homogénéisés, avant la mise en place des essais en colonne, afin d'en faire une caractérisation physique, chimique et minéralogique. Des analyses chimiques et minéralogiques post-démantèlement ont également été réalisés et les résultats ont pu être comparés à ceux obtenus initialement (section 3.6).

3.3.1 Densité relative des grains

La densité relative des grains (D_r ou G_s en anglais) des matériaux a été mesurée grâce à un pycnomètre à l'hélium de type Micromeritics Accupyc 1330 et l'analyse a été réalisée selon la norme ASTM D5550-06 (ASTM, 2006). Cet équipement possède une précision de mesure de 0,03% pour une cellule de 10 cm³ (QuantachromeInstruments, 2019). Une masse connue de matériau est introduite dans un récipient de volume connu, qui est par la suite installé dans une chambre d'analyse. Le volume du matériau est mesuré par l'inclusion d'hélium dans la chambre et dans le récipient, qui remplace l'air présent dans les pores de l'échantillon. Ainsi, avec la masse et le volume de l'échantillon connu l'instrument peut calculer la valeur de D_r .

3.3.2 Granulométrie

Les courbes granulométriques des deux types de résidus (Goldex et LaRonde) ont été obtenues grâce à l'utilisation d'un granulomètre laser de type Malvern Mastersize et l'analyse a été réalisée selon la norme ASTM D422-63 (ASTM, 2007). Pour mesurer la granulométrie par diffusion laser, l'échantillon sec est mis en suspension dans de l'eau déionisée. La mesure de la variation angulaire de l'intensité de la lumière émise par le passage du laser à travers l'échantillon permet, après une conversion, de déterminer la taille des grains (plus la particule est petite plus la lumière diffusée à un grand angle). L'une des limites majeures de cette technique est liée à l'obscurité (pourcentage de lumière incidente absorbée ou diffusée dans les particules), plus celle-ci est élevée plus la mesure de la taille des particules diminue (Merkus, 2009). La granulométrie laser ne peut être effectuée que pour des échantillons dont la fraction est comprise entre $0,01\ \mu\text{m}$ et $3500\ \mu\text{m}$ avec une précision de $\pm 0.6\%$ sur le diamètre des particules (Panalytical, 2021).

Pour les matériaux plus grossiers comme le sable, le calcaire, la dolomie, et les deux types de résidus amendés (calcaire et résidus LaRonde, dolomie et résidus LaRonde) les courbes granulométriques ont été obtenues à l'aide d'une combinaison d'analyses granulométriques au tamis et au laser. L'analyse par granulométrie au tamis a été faite selon la norme ASTM D6913-04 (ASTM, 2009). Une analyse granulométrique au tamis est jugée représentative si le pourcentage de perte est inférieur ou égal à $0,3\%$ (ASTM D6913-04 ; ASTM, 2009). Pour commencer, la masse initiale de l'échantillon a été réduite à une masse située entre $500\ \text{g}$ et $750\ \text{g}$ grâce à l'utilisation d'un carrousel qui permet de séparer l'échantillon en plusieurs petites quantités tout en restant représentatif. La quantité de matériau obtenue a été introduite dans une tour à tamis préalablement nettoyée et construite. La tour est constituée de sept tamis avec une taille des ouvertures décroissante, du haut vers le bas : $5\ \text{mm}$, $2,5\ \text{mm}$, $1,25\ \text{mm}$, $630\ \mu\text{m}$, $315\ \mu\text{m}$, $160\ \mu\text{m}$ et $80\ \mu\text{m}$. En bas de cette tour se trouve un plat qui permet de récupérer les particules les plus fines ($<80\ \mu\text{m}$). La tour a été mise dans le tamiseur pour une durée de 10 minutes après laquelle la quantité de matériau restant dans chaque tamis a été pesée. La masse connue pour chaque fraction de grains a permis de tracer la courbe granulométrique pour la fraction grossière. Une finition au granulomètre laser a été effectuée sur les particules se trouvant dans le plat ($<80\ \mu\text{m}$) afin d'obtenir une courbe plus précise. Les résultats obtenus en pourcentage volumique sont convertis en pourcentage massique grâce à la densité relative (G_s , section 3.3.1) de chaque matériau. Les courbes granulométriques ont permis de déduire les paramètres suivants : D_{10} , D_{30} , D_{60} , qui indique le

diamètre des grains correspondant respectivement à 10%, 30% et 60% passant sur la courbe granulométrique. Ces paramètres permettent de calculer le coefficient d'uniformité (C_U) par la formule $C_U = D_{60}/D_{10}$ et le coefficient de courbure (C_C) par la formule $C_C = (D_{30})^2 / (D_{10} \cdot D_{60})$.

3.3.3 Conductivité hydraulique saturée (k_{sat})

La conductivité hydraulique saturée d'un matériau est déterminée expérimentalement grâce à l'essai de perméabilité (McCarthy, 2007). La précision des essais de perméabilité en laboratoire est typiquement d'un demi-ordre de grandeur (Chapuis, 2012). Pour réaliser cet essai sur l'ensemble des matériaux à l'étude à l'exception du GCB, un perméamètre à paroi rigide a été utilisé selon la norme ASTM D5856-15 (ASTM, 2015). Selon la granulométrie des matériaux à tester et de leur conductivité hydraulique saturée prédite, le type d'essai varie. Pour les matériaux fins possédant un k_{sat} prédit inférieur à 10^{-3} cm/s, comme les résidus (amendés ou non), un essai à charge variable a été réalisé, alors que pour les matériaux grossiers possédant un k_{sat} prédit supérieur à 10^{-3} cm/s, comme le sable, un essai à charge constante a été mené.

Pour les deux types d'essais (à charge constante ou variable), le montage du perméamètre est le même. Pour commencer, il a fallu graisser le bas et le haut du cylindre ainsi que la base et le haut de la structure afin d'éviter les fuites d'eau durant l'essai. Une fois le cylindre installé, une plaque perforée et un géotextile sont positionnés au fond du cylindre. Le matériau est par la suite mis en place, par couche compactée pour atteindre la porosité voulue. La masse totale du matériau mis dans le perméamètre a été prise en note et une teneur en eau massique initiale a été faite. Par-dessus le matériel un géotextile et une plaque perforée ont été installés ainsi que des ressorts qui ont permis de maintenir l'échantillon en place durant l'essai et d'éviter la formation de fissures (Figure 3.1). La base supérieure avec des valves a été vissée sur le perméamètre pour le fermer. Une fois le perméamètre construit, le système a été saturé du bas vers le haut afin de remplacer l'air encore présent dans les pores du sol par de l'eau et de permettre l'écoulement de l'eau lors de l'essai. Dans le cadre de cet essai, les échantillons ont été laissés branchés pour saturation durant une période minimale de 24 h (jusqu'à ce que le débit soit constant). Une fois cette durée terminée, les essais ont pu commencer.

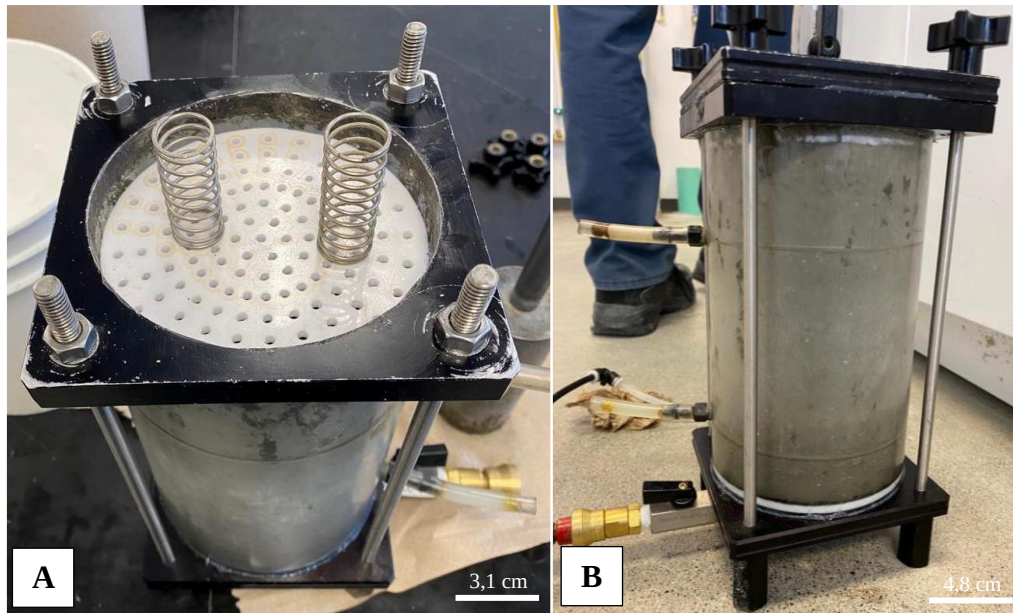


Figure 3.1 Perméamètre à paroi rigide (A) avant la fermeture et (B) après la saturation

Au cours de l'essai à charge variable, une charge hydraulique a été appliquée en haut du perméamètre à l'aide d'un tube rempli d'eau et branché sur le système. La valve à la base du perméamètre a été ouverte pour permettre à l'eau qui s'écoule dans l'échantillon de sortir. Toutes les 3 minutes, la position du niveau d'eau dans le tube a été prise en note pour une durée totale de 12 minutes, donc cinq prises de mesures. La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) a alors été calculée à l'aide de la formule suivante (Hillel, 2004):

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

Où, L est la hauteur de l'échantillon (cm) ; t_1 et t_2 correspondent à l'instant où ont été prises les mesures h_1 et h_2 (s) ; h_1 et h_2 correspondent à la charge hydraulique à l'instant t_1 et t_2 (cm); a est la surface interne du tube d'alimentation en eau (cm²) ; et A est la surface interne du perméamètre (cm²).

L'essai à charge constante consiste à connecter un tube rempli d'eau à la base inférieure du perméamètre. Le tube est alimenté par un réservoir d'eau et le but est d'y maintenir un niveau d'eau constant. La charge hydraulique (H) correspond à la hauteur d'eau au-dessus de l'échantillon. Durant l'essai, l'eau s'écoule à travers l'échantillon et plusieurs mesures de débit ont été effectuées. Pour cela, la masse d'eau récupérée dans un récipient pour une durée t a été prise. Ici, la durée d'un

essai était d'une minute et cinq essais ont été réalisés. La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) a alors été calculée à l'aide de la formule suivante (Hillel, 2004):

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

Où, V_{eau} est le volume d'eau récupéré à l'instant t (cm^3) ; t correspond au moment auquel la mesure a été prise (s) ; L est la hauteur de l'échantillon (cm) ; A est la surface interne du perméamètre (cm^2) ; H est la hauteur de la charge entre deux points (cm).

Une conductivité hydraulique saturée a également été mesurée pour le géocomposite bentonitique (GCB), cette fois grâce à l'essai au perméamètre à paroi flexible selon la norme ASTM D5887/D5887M-20 (ASTM, 2020). L'essai a été réalisé sur un GCB après une période de saturation de ce dernier de 48 h (immersion du GCB dans de l'eau désaérée). Une membrane a été installée sur la base du perméamètre à l'aide de deux colliers en silicone pour la tenir en place. L'échantillon de GCB de 10 cm de diamètre a été mis en place entre deux pierres poreuses. La base supérieure du perméamètre a été installée sur le GCB et la membrane a été remontée et maintenue à l'aide de deux colliers en silicone. La base et le haut de la structure ont été graissés ainsi que le cylindre et le tout a été assemblé et vissé (Figure 3.2). Le système a été saturé durant une période de 24 h pour permettre au cylindre de se remplir complètement.

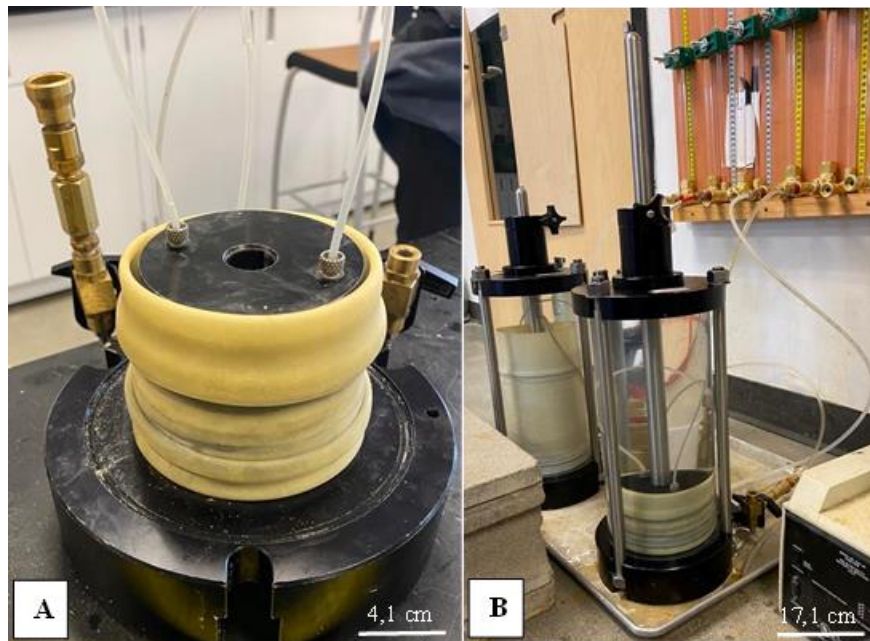


Figure 3.2 Perméamètre à paroi flexible (A) durant l'installation et (B) durant l'essai

Plusieurs essais à charge variable ont été réalisés en appliquant des pressions différentes pour comparer les valeurs de conductivité hydraulique saturée obtenue. Les contraintes ont été appliquées en bas du perméamètre (contrainte du bas) et sur le côté (contrainte de cellule). Deux conditions, fixées par la norme, ont dû être respectées pour déterminer les deux pressions à appliquer :

- La contrainte de cellule doit être égale à 1,5 fois la valeur de la contrainte du bas,
- La contrainte effective ne doit pas être supérieure à 35 kPa.

Ainsi, une charge hydraulique a été appliquée à la base du perméamètre en plus d'une charge autour de l'échantillon, à l'aide de tube rempli d'eau et branché respectivement à la base et sur le côté du perméamètre. La hauteur du niveau d'eau dans le tube branché à la base a été mesurée à différents temps t . Dans le cadre de ce projet, l'écoulement étant très lent à travers le GCB, des mesures au 30 minutes ont été prises pour une durée totale de 150 minutes et de 6 mesures de niveau d'eau. La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) a ensuite été calculée grâce à l'équation (3.1), utilisée pour l'essai à paroi rigide à charge variable.

3.3.4 Courbe de rétention d'eau (CRE)

Par cellule de Tempe

Ce type d'essai a été réalisé à l'UQAT selon la norme ASTM D3152-72 (ASTM, 2000) sur les échantillons de résidu Goldex, de résidus LaRonde et les deux types de résidus LaRonde amendés. Le principe de cet essai est d'appliquer plusieurs pressions de façon incrémentale sur l'échantillon et de mesurer la masse d'eau sortant de l'échantillon après chaque palier de pression. Il a été décidé de mettre en place les échantillons à une porosité de 0,45, proche de celle de résidus miniers standard (Bussière, 2007). Une plaque en céramique saturée a été installée à la base de la cellule pour contrôler la pression au sein de la cellule et permettre l'écoulement de l'eau par le bas. Les échantillons ont ensuite été mis en place dans les cellules, chaque échantillon a été mis dans deux cellules afin de réaliser deux essais par échantillon (Figure 3.3). Une fois les cellules fermées, une masse a été prise comme référence initiale, puis elles ont été branchées à une bombonne d'azote et à un manomètre, qui a permis de gérer les pressions appliquées. La masse de la cellule a été prise pour chaque pression afin de mesurer la perte d'eau dans l'échantillon ; cela permet de tracer la

courbe de rétention d'eau qui correspond à la teneur en eau volumique en fonction de la succion (pression). Cet équipement à une précision de mesure de $\pm 0,25\%$ et la pression maximale qu'il est possible d'appliquer est de 276 kPa (pression d'entrée d'air de la plaque en céramique) (Dane & Topp, 2002; Marinho et al., 2008).



Figure 3.3 Cellules de Tempe branchées à une bombonne d'azote

Par colonne

La courbe de rétention d'eau de matériau plus grossier comme le sable a été tracée grâce aux données obtenues par essai de drainage en colonne (Chapuis et al., 2006; Hernandez Orellana, 2007). Chaque échantillon a été pesé et installé par tranche de 5 cm dans la colonne jusqu'à une hauteur de 145 cm pour le sable et de 90 cm pour les deux amendements (Figure 3.4). La colonne a été saturée par le bas, durant 24 h, puis la valve a été ouverte pour permettre le drainage du système. Le matériel a ensuite été retiré de la colonne par tranche de 5 cm et séchée afin d'effectuer une mesure de teneur en eau massique. Ces valeurs de teneur en eau massique ont été converties en teneur en eau volumique (TEV), ce qui a permis d'avoir une valeur de TEV par élévation. Dans cet essai, il a été considéré que l'équilibre hydrostatique avait été atteint et que l'élévation pouvait donc correspondre à la succion, ce qui a permis de tracer la courbe de rétention d'eau. Les courbes de rétention d'eau obtenue expérimentalement ont ensuite pu être comparées aux courbes prédictives obtenues grâce au modèle de Kovacs modifié.



Figure 3.4 Essai de drainage en colonne pour obtenir la courbe de rétention d'eau du sable

3.3.5 Analyses chimiques des solides

Deux types d'analyses chimiques ont permis d'effectuer la caractérisation initiale des matériaux. Chaque échantillon de matériau homogénéisé a été pulvérisé afin de réduire la fraction des grains à une taille inférieure à 75 μm . Ces échantillons ont été envoyés aux analyses de type ICP-AES (spectrométrie d'émission atomique au plasma couplé inductif), afin de connaître la concentration en élément suivant : aluminium (Al), argent (Ag), arsenic (As), baryum (Ba), béryllium (Be), bismuth (Bi), cadmium (Cd), cérium (Ce), cobalt (Co), césium (Cs), chrome (Cr), calcium (Ca), cuivre (Cu), fer (Fe), gallium (Ga), hafnium (Hf), indium (In), lanthane (La), potassium (K), lithium (Li), lutécium (Lu), magnésium (Mg), manganèse (Mn), molybdène (Mo), sodium (Na), niobium (Nb), nickel (Ni), phosphore (P), plomb (Pb), rubidium (Rb), antimoine (Sb), scandium (Sc), sélénium (Se), étain (Sn), soufre (S), strontium (Sr), tantale (Ta), terbium (Tb), tellure (Te), thorium (Th), thallium (Tl), titane (Ti), uranium (U), vanadium (V), tungstène (W), yttrium (Y) et zinc (Zn). Cette méthode consiste à soumettre une aliquote de l'échantillon (généralement entre 100 et 500 mg) à une digestion acide, puis à faire passer la solution résultante dans un plasma d'argon. Par la suite, il s'agit de mesurer les intensités des radiations électromagnétiques qui sont émises à des longueurs d'onde propres à chaque élément et qui sont proportionnelles à leur concentration. Enfin, un logiciel a été utilisé pour convertir les intensités en concentration via les

courbes de calibrage et calculer le pourcentage massique d'un élément choisi en se basant sur la masse initiale de l'échantillon, le volume final de la solution et la concentration mesurée pour cet élément (Skoog & Leary, 1992). Les résultats obtenus par cette analyse possède une erreur relative d'environ 5%, qui a été déterminée par l'exécution de nombreuses analyses en laboratoire (Villeneuve, 2004).

Une mesure de la concentration en soufre et en carbone total a également été effectuée sur les échantillons de résidus Goldex et LaRonde, de calcaire et de dolomie. Cette analyse avait pour but de déterminer le potentiel de neutralisation carbonate (PNC) et d'acidité (PA) des résidus LaRonde, du calcaire et de la dolomie avant de fabriquer les différents mélanges amendés (voir section 3.3.7). Pour ce qui est du résidu Goldex, cela a permis de confirmer son faible potentiel de génération d'acidité et donc la faible possibilité de contamination du lixiviat. Cet essai a été réalisé grâce à un four à induction Eltra CS-2000 (Eltra Elemental Analyzers), qui brûle l'échantillon et mesure la concentration en soufre et en carbone qui s'échappe sous forme gazeuse. Cette méthode a une limite de détection de 0,009% pour le soufre et de 0,05% pour le carbone (Larochelle, 2018), et les résultats obtenus ont une erreur relative d'environ 5%.

3.3.6 Analyses minéralogiques

L'analyse minéralogique des matériaux a été faite grâce à la méthode de diffraction des rayons X (DRX) (Rietveld, 1993; Taylor & Hinczak, 2001). Cette méthode semi-quantitative permet de déterminer la composition minéralogique d'un matériau. Les échantillons doivent être broyés et micronisés avant d'être envoyés à l'analyse minéralogique. Dans le cadre de cette étude, un diffractomètre de type Bruker A.X.S Advance D8 en mode 2θ pour les angles de diffraction de 5° et 70° , a été utilisé. L'échantillon est bombardé par des rayons X et l'appareil enregistre l'intensité du rayonnement qui a été diffracté dans un diffractogramme. Chaque minéral a une intensité de rayonnement propre qui se traduit par une certaine combinaison de pics sur le diffractogramme. L'identification des différentes phases minérales a été faite grâce au logiciel Eva et la quantification des minéraux a été obtenue à l'aide du logiciel TOPAS (Villeneuve, 2004). Un échantillon de résidus LaRonde a également été envoyé à l'analyse minéralogique automatisée par microscopie électronique à balayage (MEB) pour une quantification plus précise de la minéralogie (Petruk, 1986, 2000). Le principe est qu'un faisceau d'électrons envoyé par un canon à électron balaie la surface de l'échantillon, provoquant l'émission de plusieurs types d'électrons et de rayons X. Les

rayonnements X émis permettent de déterminer la composition chimique de l'échantillon. Alors que l'émission d'électrons rétrodiffusés et secondaires produit des images qui permettent d'identifier visuellement certains minéraux du fait de leurs propriétés caractéristiques (Ammou et al., 1989; Skoog & Leary, 1992). Des images produites par MEB ont été utilisées pour l'analyse d'échantillons post-démantèlement (voir section 3.6). Les échantillons analysés au MEB ont été envoyés à un laboratoire externe (IOS Services Géoscientifiques) et étudiés via un logiciel d'analyse développé par leurs experts.

3.3.7 Essais statiques

Les essais statiques ont permis de déterminer le potentiel de neutralisation carbonate (PNC) et le potentiel d'acidité (PA) des matériaux utilisés dans cette étude. Les potentiels de neutralisation et d'acidité ont été calculés à l'aide, respectivement, de la concentration en carbone (%C) et en soufre (%S) et des équations suivantes (Miller et al., 1991; Plante et al., 2021):

$$PNC = \%C \times 83,3 \quad (3.3)$$

$$PA = \%S \times 31,25 \quad (3.4)$$

Ces deux paramètres permettent de calculer le potentiel net de neutralisation (PNN) et le rapport PN/PA, qui sont des critères indiquant le potentiel de génération d'acidité ou non d'un type de sol. Le PNN correspond à la soustraction du potentiel d'acidité à celui de neutralisation et s'exprime en kgCaCO₃/t. Selon le PNN, un matériau est considéré comme potentiellement générateur d'acidité si cette valeur est inférieure à -20 kgCaCO₃/t, incertain si la valeur est entre -20 et +20 kgCaCO₃/t et non générateur d'acidité si la valeur est > 20 kgCaCO₃/t (Tableau 3.1).

Tableau 3.1 Critères d'interprétation du potentiel net de neutralisation (adapté de Miller et al., 1991)

Nature de l'échantillon	Valeurs limites du PNN (kg CaCO ₃ /t)
Générateur d'acide	PNN < -20
Incertain	-20 < PNN < 20
Non-générateur	PNN > 20

Le rapport PN/PA (ou RNP, ratio potentiel de neutralisation) correspond au rapport du potentiel de neutralisation sur celui d'acidité et s'exprime sans unité. Un matériau est considéré comme étant potentiellement générateur d'acidité si le rapport est inférieur à 1, incertain si le rapport est entre 1 et 2 et non générateur d'acidité si le rapport est > 2 (Tableau 3.2).

Tableau 3.2 Critères d'interprétation du rapport PN/PA (adapté de Price, 2009)

Nature de l'échantillon	Valeurs limites du rapport RPN (PN/PA)
Générateur d'acide	$RPN < 1$
Incertain	$1 < RPN < 2$
Non-générateur	$RPN > 2$

3.4 Essai cinétique en colonnes expérimentales

Cette section présente la configuration des différentes colonnes qui ont été construites pour tester les différents scénarios de restauration au laboratoire. Dans le passé, de nombreuses études ont démontré l'efficacité et la représentativité des essais cinétiques en colonne pour évaluer des scénarios de restauration (Aachib, 1997; Bussière et al., 2004; Larochelle, 2018; Kalonji-Kabambi, 2020), c'est pourquoi il a été décidé d'utiliser ces essais dans la présente étude. Les recherches de Demers et al. (2011), démontrent la reproductibilité des essais en colonne en comparant statistiquement les résultats obtenus pour des colonnes constituées du même type de matériaux. En se basant sur cela, il a été décidé que chaque colonne ne serait pas dupliquée. La structure de la CEBC utilisée dans cette étude s'inspire des travaux réalisés par Kalonji-Kabambi (2020) au cours de ses travaux de doctorat. La méthodologie utilisée pour surveiller l'évolution du comportement des différents scénarios est également présentée dans cette section.

3.4.1 Configuration des colonnes et équipement

Deux types de colonnes ont été construites lors de cet essai : des colonnes témoins et des colonnes avec CEBC modifiées. Les colonnes témoins avaient pour but d'analyser individuellement le comportement géochimique de chaque matériau seul (matériau seul ou amendé) ou superposé (mais sans recouvrement). Cinq colonnes de ce type ont été construites : i) résidus LaRonde (T#1) ; ii) mélange d'amendement calcaire et de résidus LaRonde (RCAL ; T#2) ; iii) mélange

d'amendement dolomitique et de résidus LaRonde (RDOL, T#3) ; iv) résidus LaRonde surplombés d'une couche de RCAL (T#4) et ; v) résidus LaRonde surplombés d'une couche de RDOL (T#5 ; Figure 3.5). Il a été décidé qu'aucune colonne composée d'une CEBC typique sur des résidus LaRonde ne soit construite puisque cette configuration avait déjà été étudiée durant les travaux de Kalonji-Kabambi (2020) et que le projet actuel est une poursuite de ce précédent projet. Les résultats obtenus pour la colonne de Kalonji-Kabambi (2020) seront comparés et discutés plus tard dans le mémoire.

Les colonnes avec recouvrement consistent en la mise en place d'une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) modifiée : i) par l'ajout d'une couche de résidus amendés sur les résidus LaRonde ; ii) par l'ajout d'un géocomposite bentonitique (GCB) directement sous la couche de rétention d'humidité et ; iii) par l'ajout d'une couche de résidus amendés sur les résidus LaRonde et d'un GCB directement sous la couche de rétention d'humidité. Le montage de ce type de colonne avait pour but d'analyser l'évolution du comportement hydrogéologique des différents scénarios de CEBC modifiée et d'évaluer leur impact sur la chimie du lixiviat. La CEBC typique était composée, du haut vers le bas, de 30 cm de sable (couche drainante), de 60 cm de résidus Goldex (couche de rétention d'humidité) et de 30 cm de sable (couche de support). Il est possible de consulter la section 2.4 pour avoir de plus ample information sur le fonctionnement d'une CEBC. Les deux types de résidus amendés (calcaire et résidus, dolomie et résidus) ont été mélangés pour atteindre un PN/PA de 3. Ce choix de PN/PA correspond à la norme indiquée dans la Directive 019 (MELCCFP, 2012), qui mentionne qu'un matériau doit posséder un PN/PA correspondant à 3 pour être qualifié comme étant non générateur d'acidité. Le type d'amendement choisi pour constituer le mélange amendé des CEBC modifiés est la dolomie du fait de la proximité géographique du fournisseur qui réduit les coûts liés au transport. La couche de résidus amendés avec de la dolomie a été installée sur une épaisseur de 20 cm. Le choix de l'épaisseur a été fait en se basant sur la littérature qui indique que pour une couche de matériau réactif, les vingt premiers centimètres sont soumis aux conditions atmosphériques et donc à risque d'oxydation (Mbonimpa et al., 2002). En installant une couche de résidus amendés de 20 cm au-dessus des résidus LaRonde, le but était de réduire la réactivité des rejets en maintenant un pH près de la neutralité.

Des colonnes de 14 cm de diamètre interne ont été utilisées possédant une hauteur qui varie entre 90 cm (colonne témoin) et 180 cm (colonne à scénario) (Figure 3.5). Pour les scénarios constitués de GCB, des sections de colonnes ont été superposées pour pouvoir mettre en place le

géocomposite de manière étanche (l'essai d'étanchéité est décrit à la section 3.4.2) et que l'eau de rinçage ne circule pas autour du GCB. Une pierre poreuse a été installée à la base de la colonne afin de simuler l'effet d'un positionnement de la nappe phréatique à 1,5 m sous la colonne (application d'une suction).

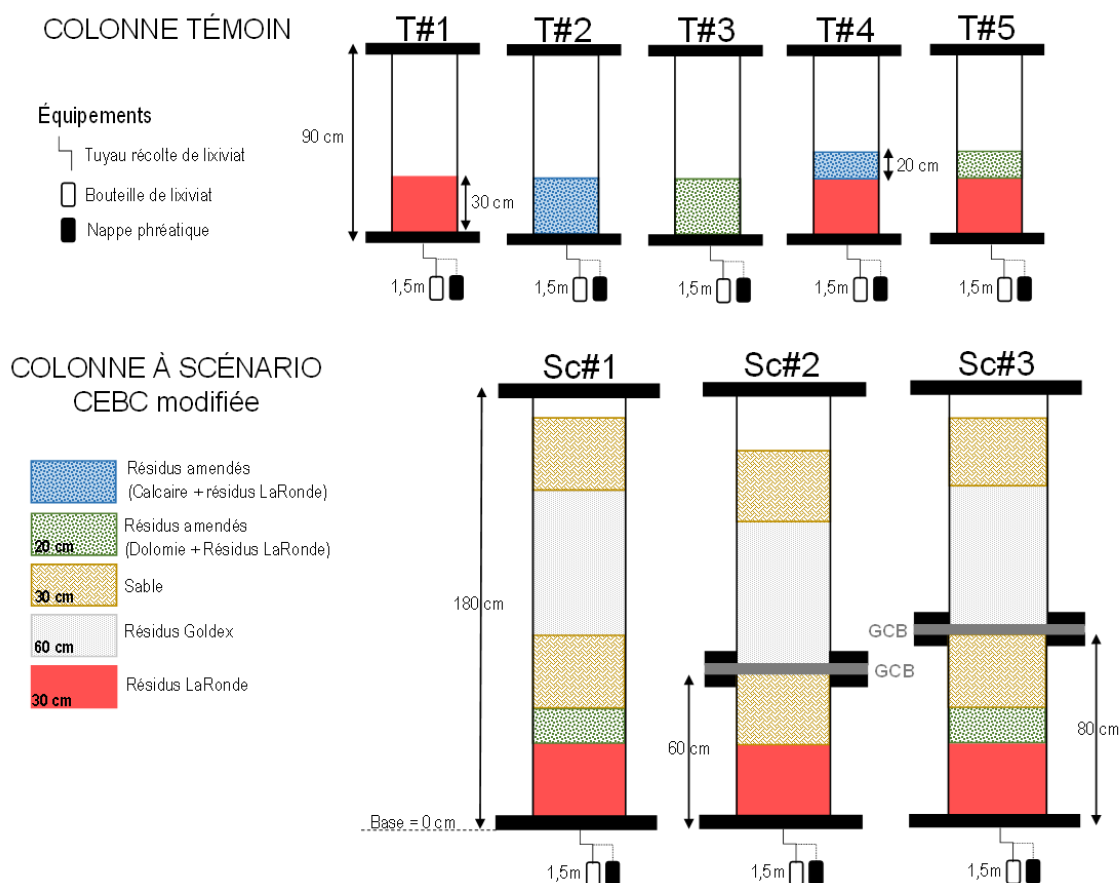


Figure 3.5 Configuration des différentes colonnes expérimentales

3.4.2 Investigation sur l'hydratation du GCB et l'étanchéité de la colonne

Des tests ont dû être réalisés sur le géocomposite bentonitique (GCB) afin que sa mise en place et son comportement soient optimaux durant l'essai cinétique. Pour cela, un test de saturation et un test d'étanchéité ont été réalisés avant le montage des colonnes.

L'objectif de l'essai de saturation en eau du GCB était de déterminer le temps nécessaire pour atteindre sa hauteur maximale (hydratation complète). Le but étant d'installer le GCB dans la colonne dans un état d'hydratation le plus complet possible afin de limiter l'écoulement en eau au travers. Pour réaliser ce test, des échantillons de GCB d'un diamètre de 17-18 cm (légèrement plus

grand que le diamètre interne des colonnes, qui est de 14 cm, pour pouvoir être positionné sur les bords) ont été découpés. Les échantillons ont été mis dans un contenant et recouverts d'eau déionisée pendant une durée de 4 jours. Lors des premières heures de l'essai, les échantillons ont été maintenus par des poids pour s'assurer que les GCB restent sous l'eau. L'épaisseur des échantillons secs a été prise puis elle a été prise trois fois par jour pour évaluer l'évolution du gonflement. Une courbe a été tracée représentant l'évolution de l'épaisseur du GCB en fonction du temps et il a pu être déterminé que le GCB atteignait son épaisseur maximale de 14,5 mm après 48 h (Figure 3.6).

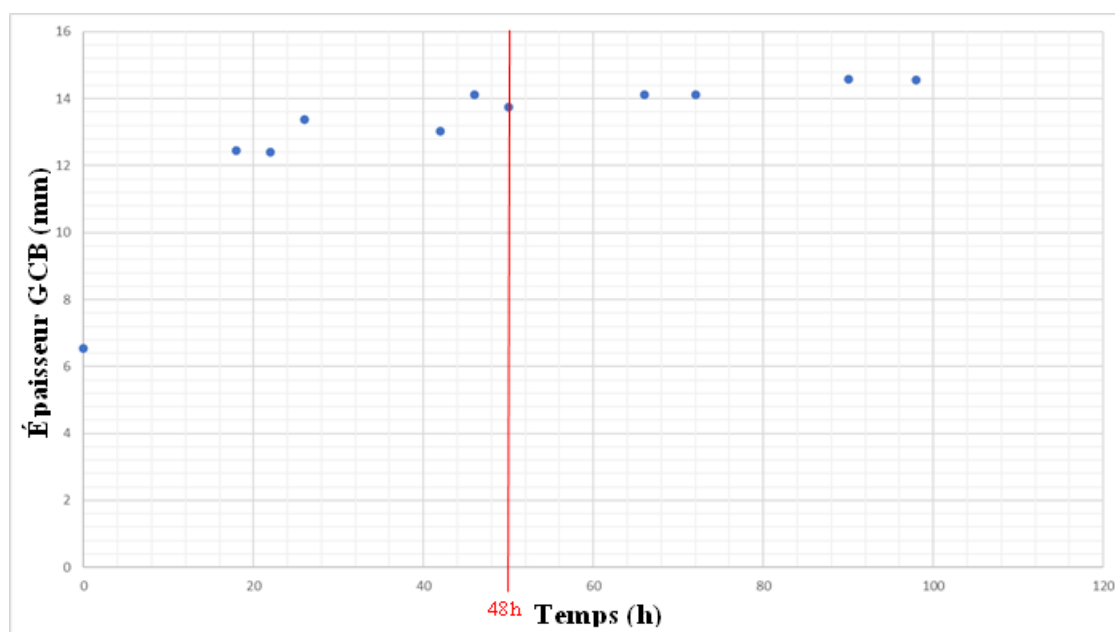


Figure 3.6 Évolution de l'épaisseur du GCB en fonction du temps

L'essai d'étanchéité a été réalisé dans le but de s'assurer que la méthode d'installation du GCB dans la colonne évite les écoulements préférentiels autour de la jonction entre les deux parties de colonne. Pour réaliser cet essai, un GCB, préalablement hydraté, a été installé entre deux sections de colonnes. Les deux sections ont été boulonnées et le contour a été siliconé. Un temps d'attente de 24 h a été nécessaire pour s'assurer que le silicone était sec avant de débiter l'essai d'étanchéité. Après ce temps de séchage, de l'eau a été versée au-dessus du GCB et le système a été observé durant 48 h. Les jonctions entre les deux colonnes ont été inspectées afin de vérifier qu'il n'y avait

pas d'exfiltration d'eau (Figure 3.7). De cet essai, il a été conclu que la méthode d'installation choisie était efficace et adaptée aux essais cinétiques en colonne.

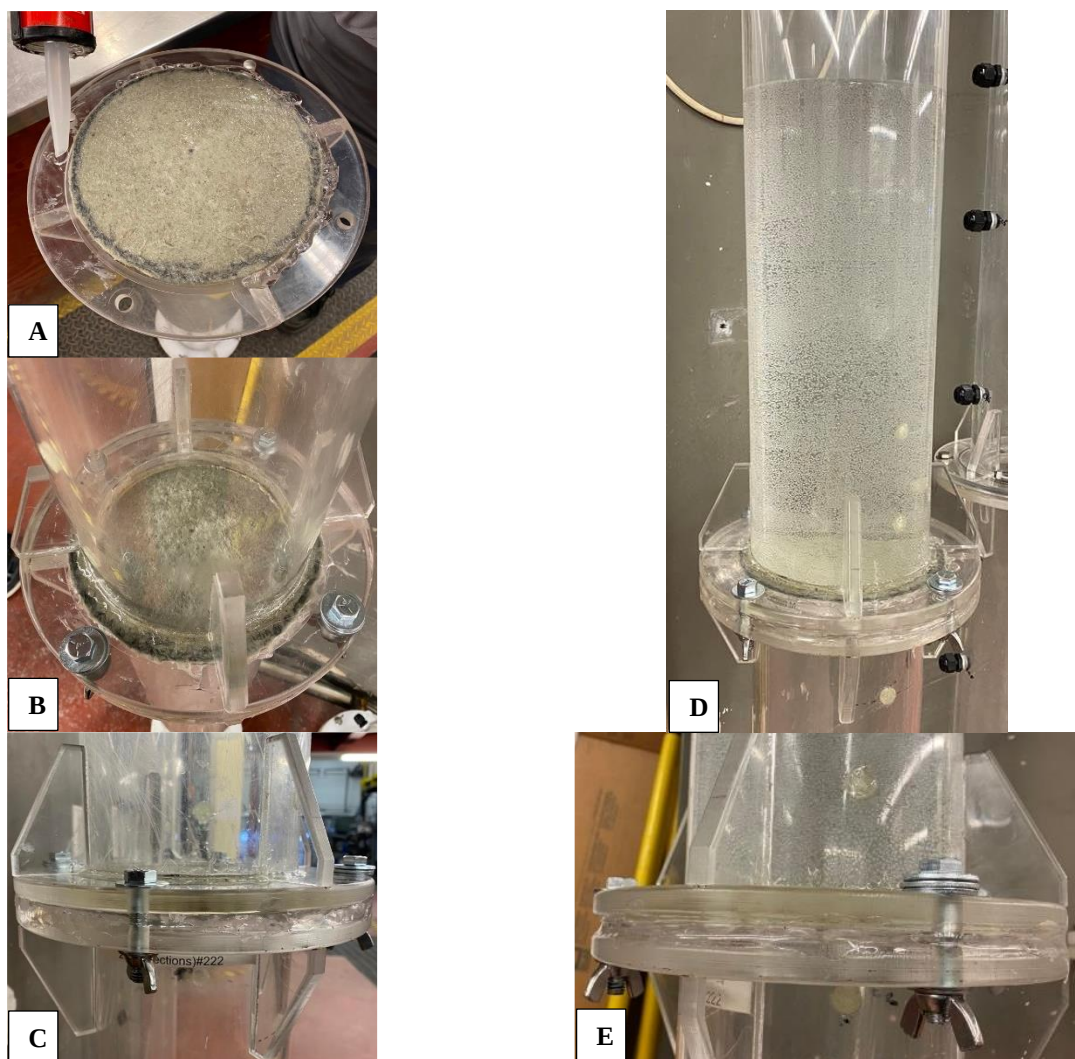


Figure 3.7 Essai d'étanchéité de colonne expérimentale avec GCB. (A) Mise de silicone autour du GCB; (B) Boulonnage des deux sections de colonnes; (C) Remplissage au silicone du trou entre les deux bases; (D) Remplissage de la colonne avec de l'eau; (E) État de la colonne au bout de 48h

3.4.3 Montage des colonnes

Chaque matériau a été homogénéisé individuellement par quartage à la pelle (Aïtcin et al., 2012). Une mesure de teneur en eau volumique a été prise afin de déterminer la quantité de matériau à mettre en place dans les colonnes. Les deux types de résidus amendés ont été fabriqués par mélange à la pelle, une fois que les proportions de résidus et de matériau neutralisant ont été calculées pour obtenir un PN/PA de 3. La méthode du quartage à la pelle (Aïtcin et al., 2012) a été utilisée, afin

de s'assurer de l'homogénéité et de la représentativité des deux types de résidus amendés. La construction a débuté par les colonnes témoins puis s'est terminée avec les colonnes intégrant un scénario de recouvrement. Chaque couche de matériau a été mise en place par tranche de 5 cm et compactée à l'aide d'une masse cylindrique d'environ 10 kg. Le but était d'atteindre une porosité similaire à celle des travaux de Kalonji-Kabambi (2020), soit de 0,45 pour les résidus Goldex et LaRonde et pour les deux types de résidus amendés, et de 0,3 pour le sable. La masse de chaque tranche a été prise en note pour pouvoir calculer la porosité de mise en place (porosité réelle de la couche de matériau dans la colonne) des différentes couches de matériau (Annexe A). Les sondes de succion et de teneur en eau volumique ont été installées au fur et à mesure du montage des colonnes (voir section 3.4.4 pour le positionnement des sondes), puis les trous de sorties ont été étanchéifiés à l'aide de joints et de colle époxy pour réduire le risque de fuite durant les cycles de mouillage.

À la suite de l'investigation faite sur le GCB (voir section 3.4.2), il a été décidé de l'installer entre deux sections de colonnes et d'étanchéifier le contour à l'aide de silicone (Figure 3.8). Le GCB a également été hydraté 48 h à l'avance avant son installation dans la colonne. Les deux sections ont ensuite été raccordées grâce à des boulons pour maintenir le tout et du silicone a été ajouté pour finir le scellement.

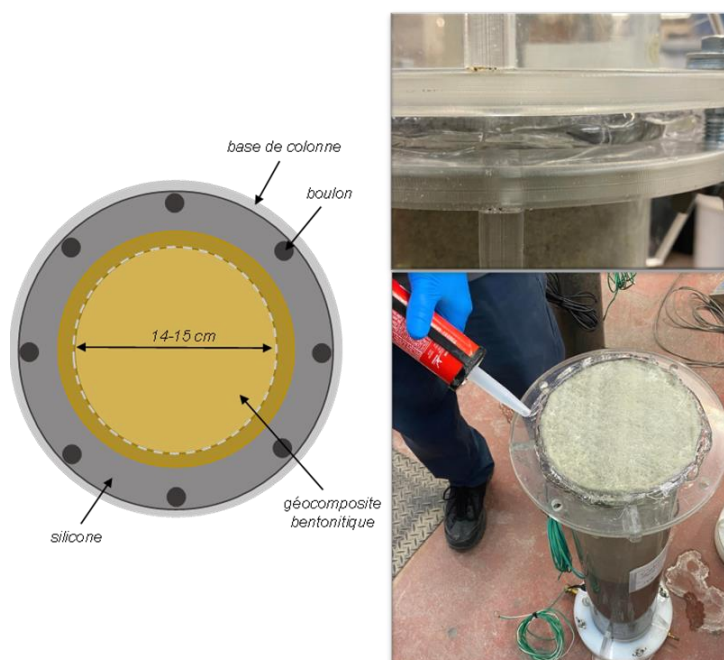


Figure 3.8 Mise en place du géocomposite bentonitique dans les colonnes expérimentales

Une fois construites, les colonnes ont été installées en hauteur afin d'appliquer une succion correspondant à une nappe phréatique située à 1,5 m sous la colonne. Des bouteilles servant à la récolte des lixiviats lors des cycles de rinçage ont également été mises en place (Figure 3.9).



Figure 3.9 Disposition des bouteilles de (A) simulation de la nappe phréatique à 1,5 m sous la colonne; (B) système de récolte du lixiviat, le tuyau sortant du bouchon est connecté à la base de la colonne

3.4.4 Instrumentation des colonnes

Afin de surveiller leur évolution hydrogéologique, les trois colonnes à scénarios ont été instrumentées à l'aide de sondes de succion et de sondes de teneur en eau volumique (TEV) (Figure 3.10). Chaque sonde de succion et de teneur en eau volumique a été testée avant sa mise en place afin d'assurer une bonne prise de mesure tout au long de l'essai. Les sondes de succion ont été installées dans les couches de sable, de résidus Goldex et de résidus LaRonde, et les sondes de teneurs en eau volumique ont été installées seulement dans les couches de sable et de résidus Goldex. Aucune sonde de teneur en eau volumique n'a été installée dans les couches de résidus LaRonde dus à leur forte teneur en minéraux sulfureux qui peut affecter significativement les mesures (Robinson et al., 1994). En effet, lorsque le matériau contient des minéraux sulfureux et que la conductivité électrique de l'eau interstitielle est élevée, il y a un risque pour que la sonde surestime la teneur en eau volumique du matériau (Gervais, 2017). La couche constituée de résidus Goldex étant la couche de rétention d'humidité, le nombre de sondes de succion et de TEV a été doublé et chaque type de sonde a été installée dans la partie supérieure et inférieure de cette couche. Pour chaque couche, les sondes ont été installées à 15 cm des interfaces supérieur et inférieur.

Les sondes pour mesurer la teneur en eau volumique, de type EC-5, possèdent une précision de $\pm 0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ sans courbe de calibrage spécifique. Ce type de sonde fait les mesures de teneur en eau volumique grâce à la méthode de domaine des fréquences. Cette méthode utilise la capacitance pour mesurer la constante diélectrique d'un matériau (DecagonDevicesInc., 2009; Fredlund et al., 2012; Bussière et al., 2021). Dans cette étude, elles ont été calibrées spécifiquement pour chaque matériau afin d'améliorer la précision des mesures (augmente la précision à $\pm 0,01 \text{ m}^3/\text{m}^3$) (Bussière et al., 2021). Cette amélioration permet une meilleure analyse du comportement hydrogéologique du système. La calibration permet d'avoir une équation qui permet d'ajuster les données récoltées et de tracer des courbes de teneur en eau volumique réelles (Annexe B). Les données sont récoltées aux deux semaines à l'aide d'un data logger et du logiciel ECH₂O Utility de la compagnie Decagon Devices.

Les suctions sont mesurées grâce à des sondes Watermark de Irrometer company Inc., qui a une gamme de mesure située entre 0 et 200 kPa (Bussière et al., 2021). La lecture a été faite grâce à un appareil portatif fourni par la même compagnie. Les sondes Watermark mesurent la succion matricielle de manière indirecte en utilisant la résistance électrique d'un élément placé dans une matrice (échantillon) ayant une courbe de rétention d'eau connue. La résistance de l'élément est reliée à la quantité d'eau dans la matrice. Comme la courbe de rétention d'eau de la matrice est connue, en connaissant la quantité d'eau grâce à la valeur de résistance électrique, on peut déduire la succion (Bussière et al., 2003). Quoique ce type de sonde n'est pas très précis pour des valeurs inférieures à 10kPa, elle a l'avantage de ne pas nécessiter de processus de calibrage (Bussière et al., 2021).

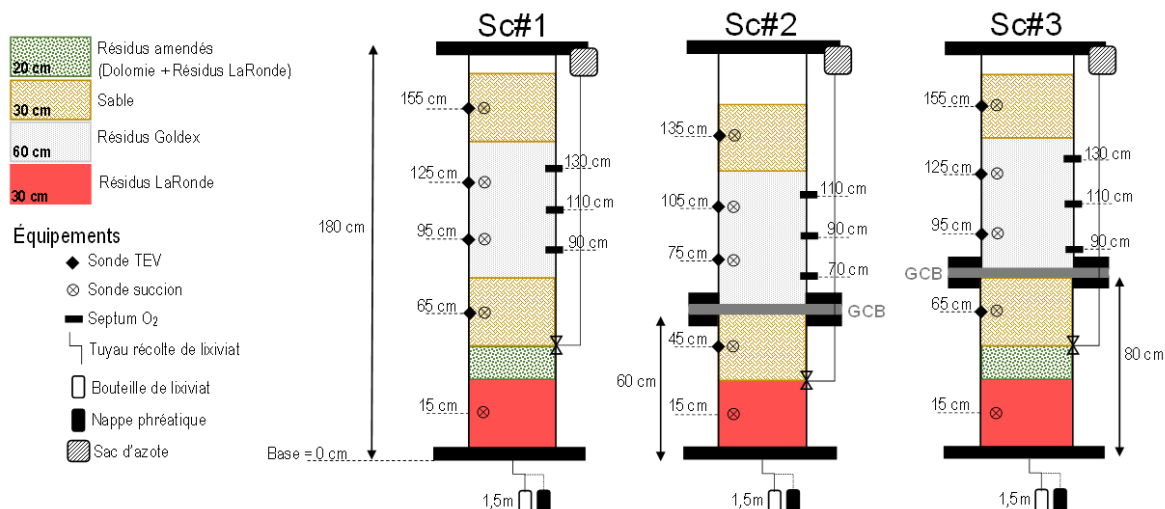


Figure 3.10 Équipements des trois colonnes avec scénarios avec recouvrement

Ces sondes de teneurs en eau volumique et de succions (Yanful, 1993; Ricard et al., 1997; Bussière et al., 2003; Dagenais et al., 2005; Larochelle, 2018; Kalonji-Kabambi, 2020) ont été utilisées avec succès dans différentes études à l'échelle de laboratoire ou de terrain pour évaluer la performance d'une CEBC.

Sur chaque colonne, un réservoir d'azote (sous forme de sac) a été connecté, grâce à un tuyau, à la base de la couche inférieure de sable. Cet ajout permet d'éliminer la pression des gaz accumulés dans la colonne (transfert d'une partie de l'air de la colonne vers le sac d'azote) et de faciliter l'écoulement de l'eau à travers la colonne, lors du rinçage (Bussière et al., 1997; 2004). Sans ce sac, un blocage de l'écoulement de l'eau par les gaz est possible (présence d'air dans les pores). La valve du réservoir a été ouverte lors des cycles de mouillage et fermée lors des cycles de drainage.

Les trois colonnes à scénarios ont également été équipées de septum afin de récolter les gaz présents dans les pores des sols et mesurer la concentration en oxygène durant l'essai (voir Figure 9). Pour ces mesures, une quantité de 2,5 mL de gaz est prélevée grâce à une seringue dont le contenu est ensuite injecté dans un micro-chromatographe Agilent 3000A Micro GC. L'appareil a été préalablement calibré avec l'air ambiant avant chaque utilisation. Aussi pour assurer une bonne mesure, la seringue doit être totalement sèche et ne contenir que le gaz prélevé. La mesure de la concentration en oxygène (O₂), en azote (N₂) et en dioxyde de carbone (CO₂) dans l'échantillon est faite grâce au logiciel Certy Network Data System, et les résultats sont donnés en pourcentage. Trois septums ont été installés dans la couche de rétention d'humidité pour étudier l'évolution de

la concentration en O_2 et vérifier que cette couche remplissait sa fonction de barrière à l'oxygène (Figure 3.10). Deux septums sont situés à 10 cm de l'interface supérieure et inférieure et le dernier se trouve au centre de la couche.

3.4.5 Déroulement de l'essai

Les tests en colonne ont été effectués sur une durée d'un peu plus d'un an pour un total de 11 à 14 cycles de rinçage, le but étant d'atteindre un équilibre dans les concentrations des éléments avant de mettre fin à l'essai. Il a ainsi duré 330 jours (11 cycles) pour Sc#1, 360 jours (12 cycles) pour T#2, #3, #4, #5, Sc#2 et Sc#3 et 420 jours (14 cycles) pour T#1. Chaque rinçage se déroule en deux étapes : la première correspondant au cycle de mouillage et la seconde au cycle de drainage. Avant de débiter le cycle de mouillage, le système d'écoulement a été fermé, la pierre poreuse à la base de chaque colonne a été saturée en eau et le tube de récolte de lixiviat a été rempli (pour faciliter l'écoulement jusqu'à la bouteille). Chaque colonne a été rincée avec deux litres d'eau déionisée et le système d'écoulement a été ouvert. L'eau de rinçage peut alors s'écouler à travers le tube mis en place à la base des colonnes et est récoltée dans une bouteille de 4L servant de récipient. Après une semaine d'écoulement, les lixiviats des cinq colonnes témoins et de la première colonne avec recouvrement ont été récoltés. Ces échantillons d'eau ont ensuite été pesés pour connaître la quantité de lixiviat récupérée par rapport à la quantité d'eau mise au départ et les analyses électrochimiques et chimiques ont pu être effectuées (description de ces analyses à la section 1.6). Une fois le lixiviat récupéré, la base de la colonne a été à nouveau saturée, le tube a été rempli d'eau, il a été mis dans une bouteille d'eau simulant la nappe phréatique et le système d'écoulement a été ouvert. La période de drainage débute à partir de la récolte du lixiviat et dure 4 semaines avant de débiter un nouveau cycle de rinçage.

Contrairement aux autres colonnes, il a été observé lors des premiers rinçages que l'écoulement de l'eau à travers les colonnes Sc#2 et Sc#3 qui contenaient un GCB, était plus lent. Il a donc été décidé de laisser l'écoulement se faire durant 5 semaines et de récolter le lixiviat juste avant de procéder au cycle de mouillage suivant, ayant la même date pour l'ensemble des colonnes expérimentales. Un suivi de vérification a été effectué sur les colonnes, entre deux cycles de rinçage, c'est-à-dire entre deux périodes de mouillage des colonnes. Ce suivi a permis d'évaluer l'évolution chimique et électrochimique du lixiviat entre le moment de rinçage et celui de collecte du lixiviat. L'essai a duré 5 semaines pour les colonnes Sc#2 et Sc#3 à raison d'un échantillon par

semaine et a duré une semaine pour les autres colonnes (T#1 et Sc#1) à raison d'un échantillon par jours. Des mesures de pH, Eh, conductivité électrique, acidité/alcalinité ont été faites ainsi que des analyses de type ICP-AES, sur les lixiviats. Les résultats ont montré que le temps d'attente entre le rinçage et la récupération du lixiviat n'est pas suffisamment long pour influencer le lixiviat chimiquement (Annexe G).

3.5 Caractérisation des échantillons liquides (essai cinétique)

Les lixiviats (eaux de rinçage) récoltés lors des essais en laboratoire ont été analysés afin d'évaluer l'évolution des propriétés géochimiques durant les cycles de rinçage, dont l'évolution des propriétés électrochimiques et de la concentration en métaux dissouts. L'analyse de cette évolution a permis de définir l'impact de l'ajout d'amendement et/ou de GCB sur la performance de la couverture à effets de barrière capillaire. Avant la réalisation des analyses géochimiques, les échantillons ont été préparés.

3.5.1 Préparation des échantillons

Les lixiviats destinés à des analyses chimiques ont été filtrés afin d'enlever les particules présentes dans le liquide. L'échantillon est prélevé à l'aide d'une seringue sur laquelle est ensuite fixé un filtre à seringue de 0,45 μm pour transvaser le liquide dans un tube prévu aux analyses. Pour des analyses élémentaires par ICP, il est nécessaire de préparer 10 mL d'échantillon, qu'il faudra ensuite acidifier avec de l'acide nitrique (HNO_3) à une concentration de 2% (soit 200 μL d' HNO_3 pour un échantillon de 10 mL). Pour ce qui est des analyses par chromatographie ionique, il suffit de 5 mL d'échantillon filtré et l'acidification n'est pas nécessaire. Les échantillons liquides restants et non acidifiés ont été entreposés dans un réfrigérateur, tandis que les aliquotes acidifiées peuvent être conservées à température ambiante.

3.5.2 Analyses électrochimiques

Les analyses électrochimiques correspondent à toutes les mesures prises sur les eaux de rinçage grâce à des électrodes. Dans le cadre de ce projet, l'évolution du pH, du potentiel d'oxydoréduction (Eh), de la conductivité électrique (CE), de l'acidité et de l'alcalinité ont été mesurés à chaque récolte de lixiviat. Les mesures de pH, Eh et CE ont été effectuées directement

après la récolte du lixiviat, alors que l'acidité et l'alcalinité ont été mesurés dans les deux semaines suivantes.

Le potentiel hydrogène (pH) est mesuré grâce à une électrode à pH combiné Orion Triode™ avec compensation automatique de la température branchée sur un lecteur Benchtop pH/ISE Meter Orion modèle 920 A. L'électrode a préalablement été calibrée avec une solution standard à pH 4,7 et 10. La précision de la sonde est de $\pm 0,002$ unité (Villeneuve, 2004). Le potentiel d'oxydoréduction (Eh) est lié à la concentration des différents couples redox présents dans l'échantillon. Il a été mesuré grâce à une électrode combinée Pt/Ag/AgCl branché sur un lecteur Benchtop pH/ISE Meter Orion modèle 920 A, qui possède une précision à $\pm 0,02$ mV (Villeneuve, 2004). L'électrode a préalablement été calibrée avec une solution standard à 220 mV. En réalité, la mesure prise par l'instrument correspond à l'ORP auquel il faut additionner la valeur de 204 mV pour obtenir le résultat en Eh. La conductivité électrique donne une estimation de la charge en ions du lixiviat, puisque la capacité d'un liquide à conduire le courant dépend de la concentration des espèces ioniques en solution. Dans le cadre de ce projet, la conductivité électrique a été mesurée à l'aide d'une sonde immersive de terrain (OAKTON PCTS50), préalablement calibrée à l'aide d'une solution normalisée à 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les résultats sont exprimés en mS/cm ou en $\mu\text{S}/\text{cm}$ et la température est compensée par l'appareil. L'instrument possède une précision de $\pm 1\%$ pour la lecture de la conductivité électrique.

Les mesures quantitatives d'acidité et d'alcalinité des échantillons ont été réalisées à l'aide d'un titreur à mesure automatique (Brinkmann, Metrohm ion analysis), dont les résultats sont exprimés en mgCaCO_3/L (APHA, 1995). Lors de la mesure de l'acidité, les ions hydroniums présents dans le lixiviat réagissent avec la solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) (possédant une concentration standardisée) qui y est ajouté. Lorsque le titrage atteint un pH de 8,3, les espèces d'acides présentes dans l'échantillon ont été neutralisées et on peut alors calculer une acidité totale. Selon la norme APHA (1995) (méthode APHA 2310), une erreur relative de 9% pour une acidité de l'ordre de 20 mgCaCO_3/L et de 2% pour une acidité de l'ordre de 500 mgCaCO_3/L est à prévoir. Lors de la mesure de l'alcalinité, une solution d'acide sulfurique normalisée (H_2SO_4) est ajoutée au lixiviat jusqu'à ce que les trois principales formes d'alcalinité (bicarbonate, carbonate, hydroxyde) soient transformées en acide carbonique (pH de 4,5). Selon la norme APHA (1995) (méthode APHA 2320) une précision de ± 1 mgCaCO_3/L est prévue pour des échantillons ayant une alcalinité située entre 10 et 500 mgCaCO_3/L (Villeneuve, 2004).

3.5.3 Analyses chimiques

À chacun des cycles de rinçage, les échantillons récoltés ont été analysés par la technique élémentaire d'ICP-AES (Inductively coupled plasma atomic emission spectrometry) pour identifier et mesurer la concentration des éléments suivant : l'aluminium (Al), l'arsenic (As), le baryum (Ba), Béryllium (Be), le bismuth (Bi), le cadmium (Cd), le calcium (Ca), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le magnésium (Mg), le manganèse (Mn), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le potassium (K), le sodium (Na), le titane (Ti), le zinc (Zn) et le soufre (S). Les échantillons ont été envoyés pour analyse au laboratoire H₂Lab et les résultats sont exprimés en mg/L. Ces résultats ont été normalisés selon la quantité de lixiviat récupéré à chaque rinçage pour avoir une concentration des éléments en mg. Une brève description de la méthode ICP a été présentée à la section 3.3.5.

Au premier et au sixième cycle de rinçage, une analyse des sulfates par chromatographie ionique a été réalisée sur les échantillons récoltés de la colonne de résidus LaRonde. Ce type d'analyse permet de vérifier que tout le soufre présent dans l'échantillon est sous forme de sulfate et d'évaluer l'évolution de la concentration entre ces deux cycles. La présence de sulfate dans le lixiviat est un indice de la génération d'acidité dans le matériau. L'analyse par chromatographie ionique ou par échange d'ions permet de séparer et de mesurer les cations et les anions, tels que le SO_4^{2-} . Le principe est d'entraîner un échantillon à travers un tube (chargé positivement pour séparer les anions ou négativement pour séparer les cations). Les ions recherchés sont détectés par conductivité ou par absorbance UV/visible (Groupe6NAPSE, 2023). Les échantillons ont été envoyés à un laboratoire externe pour réaliser ce type d'analyse.

3.6 Démantèlement des colonnes expérimentales

À la fin de la dernière période de drainage, les colonnes expérimentales ont été démantelées afin de qualifier l'état des colonnes après la réalisation des tests, et ce, autant d'un point de vue physique que géochimique. Le démantèlement a été séparé en deux phases : une première phase de préparation et d'observation et une seconde phase de démantèlement (Tableau 3.3). Durant le démantèlement, deux types d'échantillonnages spécifiques ont été effectués :

Tableau 3.3 Plan de démantèlement des colonnes témoins et à scénarios

PHASE I : Préparation et observation		Commentaires
Préparation des travaux	- Évaluation des risques (formulaire SST, Annexe I) - Préparation des outils pour le démantèlement - Masse des plats vides avant l'échantillonnage (M_{tare})	
Préparation de la colonne	- Marquer la colonne par tranche de 5 cm - Prendre la hauteur de la surface du matériau Si applicable : - Mettre la colonne sur le plan de travail - Enlever la base de la colonne	
Description générale	- Vue d'ensemble de la colonne et de la surface du matériau - Interface entre 2 couches de matériaux - Prise de photos	
PHASE II : Démantèlement de colonne		Commentaires
Prélèvement par tranche	- Prise de photos du matériel en place dans la colonne - Prélèvement par tranche de 5 cm - Assemblage de tranche selon ressemblance visuelle pour ne former qu'un seul échantillon - Description de l'aspect physique de la tranche de matériau	Aspect physique : couleur, granulométrie, particularité
Teneur en eau massique/volumique	- Prendre la masse plat contenant le matériau humide - Mettre le plat dans le four (minimum de 48h) - Prendre la masse du plat contenant l'échantillon sec	Le volume interne de la colonne est connu
Teneur en eau volumique spécifique (TEV)	- Prélever une tranche à 2 cm au-dessus et au-dessous de la sonde EC-5 (TEV) - Prendre la masse du plat contenant le matériau humide - Mettre le plat dans le four (minimum de 48h) - Prendre la masse du plat contenant l'échantillon sec	Présence de sonde : Dans les couches de sable et de résidus Goldex
Échantillonnage spécifique (analyses)	Résidus LaRonde : Échantillon proche de la surface de la couche, au centre et proche du bas de la couche Résidus amendés : Échantillon au centre de la couche Résidus Goldex : Utilisation des tranches prises au niveaux des sondes de TEV au niveau supérieur et inférieur de la couche	Pas d'échantillon spécifique dans le sable dû à sa composition chimique neutre

- Au niveau des sondes de teneur en eau volumique, pour pouvoir faire une mesure de la teneur en eau volumique in situ et la comparer avec les données de la sonde ;
- À des niveaux particuliers dans les couches de résidus Goldex, de résidus LaRonde et de résidus amendés, afin de faire des analyses chimiques et minéralogiques post-démantèlement à des endroits stratégiques.

En plus des mesures de teneur en eau volumique, chaque échantillon central des résidus amendés (T#5, Sc#1 et Sc#3) ainsi que les échantillons supérieurs et inférieurs des résidus LaRonde (T#1, T#5, Sc#1, Sc#2, Sc#3) ont été préparés et soumis à l'analyse S/C. Les résultats ont permis de comparer la concentration initiale en carbone et soufre contenu dans les résidus LaRonde et ceux amendés aux concentrations obtenues après un peu plus d'un an de rinçage. Plusieurs échantillons ont aussi été envoyés pour une analyse à l'aide d'un microscope électronique à balayage (MEB) (description de l'analyse à la section 3.3.6) :

- Un échantillon au niveau supérieur (par rapport à la couche) des résidus LaRonde (T#1) pour évaluer l'étendue de l'oxydation des minéraux sulfureux;
- Deux échantillons au niveau central (par rapport à la couche) des résidus amendés (T#5 et Sc#1) pour évaluer l'évolution des minéraux calciques et sulfureux avec et sans recouvrement;
- Un échantillon au niveau supérieur (par rapport à la couche) des résidus LaRonde (Sc#2) pour déterminer la présence ou non d'autres mécanismes d'oxydation (Exp : oxydation galvanique).

Enfin, la conductivité hydraulique saturée post-démantèlement a été mesurée sur le GCB de la colonne Sc#2, afin de comparer le résultat initial et final. L'essai a été effectué selon la méthode décrite à la section 3.3.3.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: PERFORMANCE IMPROVEMENT OF A COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS INSTALLED ON HIGHLY REACTIVE MINE TAILINGS BY THE USE OF CALCAREOUS AMENDMENTS AND GCL

Article soumis à la revue *Journal of Contaminant Hydrology*, le 21 novembre 2023.

Contribution de l'étudiant à l'article : recherche bibliographique, expérimentation, analyse, rédaction.

Vân-Hà-Aurélia Clément¹, Bruno Bussière¹, Benoît Plante¹

¹UQAT-Polytechnique Research Institute on Mine and Environment (RIME), Canada

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, QC, J9X 5E4, Canada

4.1 Abstract

A study was initiated to assess the capacity of modified covers with capillary barrier effects (CCBE) to control the production of acid mine drainage (AMD) and improve the water quality at the final effluent when installed above highly reactive tailings. To this end, three instrumented columns with modified CCBEs were built and operated during a one-year period. In the first column, the system was geochemically modified by adding a dolomite amendment to the first 20 cm of the reactive tailings. The configuration of the second column was modified by adding a geosynthetic clay liner (GCL) to the moisture-retaining layer (MRL) to improve the capacity of the CCBE to control oxygen and water migration. The third column was built with a combination of GCL and a dolomite amended layer. Each column was instrumented to monitor its hydrogeological and geochemical behavior. Results showed that adding a GCL in CCBE reduces the suction in the MRL and increases the degree of saturation of the MRL layer by at least 10%. The addition of an amended layer further improved the leachate quality by decreasing the concentration of sulfates and dissolved metals (iron, copper, zinc) compared to a typical CCBE. The combination of GCL and amended layer also showed a slight improvement of the water quality compared to the amended layer scenario alone. Even with those improvements, sulfate concentrations were still high in the

leachates (> 900 mg/L) due to a temporary source coming from the low sulfide tailings (MRL). After a year, iron and copper concentrations were insignificant, zinc concentrations stabilized around 3 mg/L for the GCL scenario, and tends to decrease to under 1 mg/L for the amended layer scenario and GCL/amended layer scenario; these concentrations correspond to an efficiency $> 99\%$.

Keyword: acid mine drainage, mine recovery, modifying covers with capillary barrier effects, laboratory column tests, highly reactive tailings, water quality improvement.

4.2 Introduction

Tailings produced at the ore treatment stage are generally stored in surface facilities. Tailings exposure to atmospheric conditions can induce the generation of acid mine drainage (AMD), one of the main environmental issues for the mining industry worldwide (Bussière & Guittonny, 2021). Acid mine drainage is formed by the interaction of atmospheric oxygen and water with acid-generating (sulfide) minerals. This oxidation reaction leads to a decrease of the drainage pH, an increase in metals and sulfate concentrations and, consequently, an increase of the effluent toxicity (Aubertin et al., 2002; Plante et al., 2021).

In temperate climates, different methods can be used to limit atmospheric oxidation of sulfide minerals, such as water cover, elevated water table with monolayer cover (EWT), low saturated hydraulic conductivity cover (LSHCC), or cover with capillary barrier effects (CCBE) (Bussière & Guittonny, 2021). Cover with capillary barrier effects' main objective is to reduce the production of AMD by limiting oxygen migration from the atmosphere to the reactive tailings (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2003; Demers & Pabst, 2021). A typical CCBE is made of at least three layers of natural materials (Demers & Pabst, 2021) or/and recycled materials, such as non acid generating mine waste (Bussière et al., 2003; Larochelle, 2018; Kalonji-Kabambi et al., 2020b). The top (drainage layer) and bottom (capillary break layer) layers are composed of coarse-grained material whereas the middle layer (moisture-retaining layer, MRL) is made of fine-grained material. The difference of physical and hydrogeological properties between the MRL and the two coarse-grained layers is responsible of the formation of capillary barrier effects that allow maintenance of a high degree of saturation (S_r) in the MRL. Cover with capillary barrier effects' ability to control AMD depends on its capacity to maintain a high degree of saturation (typically $S_r > 85\%$) in the MRL.

which reduces the migration of oxygen by diffusion (Nicholson et al., 1989; Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2003; Demers & Pabst, 2021).

Many studies, both in the laboratory and at the field scale, prove the ability of well-designed CCBE to limit AMD generation from reactive tailings (Aubertin et al., 1997; Bussière et al., 2003; Dagenais et al., 2005; 2006; 2007; Kalonji-Kabambi et al., 2017; Larochelle et al., 2019; Proteau et al., 2019). However, only few case studies use CCBEs to control AMD from highly reactive tailings with low neutralization potential. Kalonji-Kabambi et al. (2020a; b) studied the performance of a typical CCBE placed on highly reactive tailings. These types of tailings are characterized by a high content of sulfur minerals (>30%), a high acidity potential, a low neutralization potential and/or capacity of decrease the effluent's pH around 2 (Kalonji-Kabambi, 2020). Kalonji-Kabambi et al. (2020b) laboratory tests showed that even with a good performance to control oxygen flux, iron and zinc concentrations were still high (typically between 10 and 100 mg/L) at the final effluent. Their study showed that for highly reactive tailings, the performance criteria of the CCBE in terms of oxygen flux must be changed and the control oxygen ingress must be improved to reach an acceptable level of performance.

Different approaches can be found in the literature to improve the performance of AMD control methods. The use of alkaline material as an amendment is commonly used to reduce metal leaching and to increase the pore water pH. Many studies proved its efficiency in the short-term (Mylona et al., 2000; Catalan & Yin, 2003; Komnitsas et al., 2004; Elghali et al., 2019). Alkaline amendment has also been used before the implementation of AMD control methods to neutralize the acidity in the porewater (Vézina & Amyot, 1996, 1999). Another option is to improve the CCBE performance by modifying the properties of the MRL. In the past, some suggested adding bentonite to the fine-grained material to improve water-retention properties and, consequently, the capacity to control oxygen diffusion (Ricard, 1994; Aubertin et al., 2000). The addition of a GCL in cover systems as a low permeability material was also suggested in the literature (Chevé & Bussière, 2019; Maqsoud et al., 2021). GCL is composed of bentonite placed between two layers of geotextile fabric. The bentonite's ability to swell when hydrated induces a low saturated hydraulic conductivity that reduces water percolation into tailings (Maqsoud et al., 2021).

The main objective of this study is to assess two approaches to improve the performance of a CCBE to control AMD from highly reactive tailings. To test these approaches, three instrumented columns with modified CCBE scenarios were tested. In the first column, an amended reactive tailings layer with dolomite was installed on top of the reactive tailings layer to reduce their reactivity. In the second column, a geosynthetic clay liner (GCL) was added to the MRL to favor water retention in the layer. The third column combines the two approaches (dolomite amendment and GCL). Two control (monolayered) columns were also installed with the reactive tailings alone and the reactive tailings with dolomite amendment, allowing us to calculate the efficiency of the proposed scenarios and to separate the impact of the amendment with the one of the CCBEs. The article first presents the main properties of the materials and a description of the test columns. Suction (probes installed in different layers) and water quality at the bottom of the column were monitored for approximately one year and presented to assess the hydrogeochemical behaviour of the columns tested. Some of the results obtained post-testing are presented to further analyse the column test results. Finally, a brief discussion is presented on the impact of modifying the CCBE with a GCL or with an amended layer (or both) compared to a non-modified CCBE, and on potential mechanisms that explain the observed sulfate and zinc concentrations in the columns. The main originality of this research is the assessment of CCBE modifications on his capacity to control AMD from highly reactive tailings.

4.3 Methodology and Materials

Four types of granular materials were used in this study: sand, dolomitic gravel, reactive tailings (RT), and low sulfide tailings (LST). Reactive and low sulfide tailings come from two different gold mines located in the Abitibi-Témiscamingue region of Quebec. The tailings were supplied to the laboratory. Upon reception, the reactive tailings were completely submerged under water in a barrel to prevent pre-oxidation. The tailings were homogenized and separated in several buckets immediately prior to the start of the column tests. Dolomitic gravel came from a nearby quarry in New-Liskeard, Ontario. Grain size was under 6.25 mm (0-1/4 in) and the material was homogenized and stocked in buckets. Dolomitic gravel was selected as the alkaline amendment after preliminary tests in the lab using weathering cell tests (Clément, 2023) and because of its availability. It was mixed with reactive tailings to produce a fifth material, the amended reactive

tailings (ART). These materials were combined to reach a NP/AP ratio of 3 and stored in buckets. In addition to the granular materials, a geosynthetic clay liner (GCL) was used in two of the modified CCBEs scenarios tested in columns. The bentonite present in the GCL is rich in sodium and is placed between two geotextiles. The columns are reinforced by needling and the borders are sealed by thermal heat. More details pertaining to the GCL material can be found in Chevé (2019).

4.3.1 Materials characterization

Materials RT, LST, ART and sand were initially characterized by physical, mineralogical, and chemical tests (Table 4.1). Basic geotechnical properties, grain-size distribution (GSD) and specific gravity were measured. The grain-size distributions of ART and sand were determined by mechanical sieving (ASTM D6913-04; ASTM, 2009) for the particles larger than 80 μm . For the fraction finer than 80 μm as well as for RT and LST, the grain-size distribution were determined using a Malvern Mastersize laser particle size analyser (ASTM D422-63, ASTM, 2007; Merkus, 2009). This equipment has a margin of error of 0.6% and a range size between 0.01 and 3500 μm Panalytical, 2021. The specific gravity (G_s) of each sample was measured by a helium pycnometer ($\pm 0.03\%$) (ASTM D5550-06; ASTM, 2006).

As seen in Table 4.1, RT and LST had similar GSD ($D_{10} \approx 0.002\text{-}0.004\text{ mm}$; $D_{60} \approx 0.029\text{-}0.031\text{ mm}$) and 80 to 86% of particles were smaller than 80 μm , which is typical for hard rock mine tailings (Aubertin et al., 1996b; Bussière, 2007). According to USCS classification (Holtz & Kovacs, 1991), those tailings correspond to a plastic silt (ML). RT had a relatively high specific gravity ($G_s = 3.05$), which can be explained by the high proportion of sulfide minerals present ($>20\%$), whereas LST that had almost no sulfide minerals with a lower G_s (2.72). The addition of dolomitic gravel in RT (ART) leads to the formation of a coarser material ($D_{60} = 0.265\text{ mm}$; $42.4\% < 80\text{ }\mu\text{m}$) with a coefficient of uniformity (C_U) almost four times higher than RT's ($C_U = 8.67$). ART was categorized as a silty sand (SM) by the USCS classification (Holtz et Kovacs, 1991). The G_s of ART (2.86) was lower than RT's due to an increase of carbonates minerals and a decrease of sulfides. The sand material had typical physical properties that adhered to the literature (Bussière et al., 2007), with a C_U near 5 and a G_s around 2.7. The sand used corresponded to a material at the edge of the definition of a fine sand to a silty sand (SP-SM) according to USCS classification (Holtz & Kovacs, 1991).

Hydrogeological properties were also determined using permeability and suction tests. The saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) of the materials was determined using rigid wall permeameters (ASTM D5856-15; ASTM, 2015). A variable head permeability test was used for RT, LST, and ART whereas a constant head permeability test (ASTM D2434-19; ASTM, 2019) was used for the sand. The GCL saturated hydraulic conductivity was measured with a flexible wall permeameter (ASTM D5887/D5887M-20; ASTM, 2020). The GCL was pre-saturated 48h before the test. The pressure applied during the triaxial tests were 25 kPa on top, 40 kPa at the bottom, and 60 kPa on the side of the permeameter. These relatively low pressures were considered realistic for GCL used in covers with low earth pressure. Water retention curves (WRC) of RT, LST, and ART were determined with a Tempe cell apparatus (ASTM D3152-72; ASTM, 2000), while the WRC of sand was measured by using a drainage column test Chapuis et al., 2006. In the latter method, it was assumed that the hydraulic equilibrium was reached after a drainage period (under atmospheric pressure) so that the elevation can be assumed equal to the suction (cm H₂O). The volumetric water content θ was calculated using mass-volume relationships for each 5 cm layer. All results from the suction tests were fitted using the RETC software (van Genuchten et al., 1991) with the van Genuchten model (van Genuchten, 1980) to obtain a continuous function (the WRCs).

Low sulfide and reactive tailings' air entry values (AEV) estimated using the tangent method (Fredlund et al., 2012) were equal to 30 and 35 kPa respectively, which align with the literature (Bussière, 2007). The saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) value of RT was 8.9×10^{-8} m/s for a porosity of 0.46 while the one of LST was 5.4×10^{-8} m/s for a porosity of 0.41. These k_{sat} values are typical for fine-grained mine tailings (Bussière, 2007). The addition of amended material in RT (ART) decrease to AEV value to 10 kPa and slightly increase the k_{sat} value. Sand had an AEV of 5 kPa and k_{sat} of 7.2×10^{-6} m/s for a porosity of 0.38. The contrast between sand's residual suction ($\psi_r = 10$ kPa) and LST's AEV is considered sufficient to create the capillary barrier effects that allows the LST layer to keep a high degree of saturation (Bussière et al., 2003; Mbonimpa et al., 2021). The initial k_{sat} values measured for the GCL (not presented in Table 4.1) is 4.8×10^{-11} m/s.

Chemical properties like carbon and sulfur concentration were measured in order to calculate the neutralization and acid potential (Plante et al., 2021). For all materials, the total carbon (C_{tot}) and sulfur (S_{tot}) content was determined by measuring the gas concentration of C and S after the

sample's combustion in an induction furnace (Eltra CS-2000). The detection limit was 0.05% for the carbon and 0.009% for the sulfur. The carbonate neutralization potential (CNP) and the acid potential (AP) were then calculated using the total carbon content for CNP ($\%C_{\text{tot}} \times 83.3$) and the total sulfur content for AP ($\%S_{\text{tot}} \times 31.25$) (Miller et al., 1991). Materials were submitted to chemical analysis using an inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES) (Skoog & Leary, 1992). A previous study showed that the ICP-AES results had a relative error of approximately 5% (Villeneuve, 2004).

Mineralogical composition was characterized using different tools. The semi-quantitative mineralogical composition for LST and sand was obtained through X-ray diffraction (XRD) using the DIFFRAC.EVA software for mineral identification and the DIFFRAC.TOPAZ software to do Rietveld refinement (both from Bruker company). A mineralogical reconciliation was performed using the ICP-AES and XRD data (Bouzahzah, 2013). The initial RT mineralogical composition was determined by automated mineralogy using scanning electron microscopy analysis (SEM) using an in-house software at IOS Services Geoscientifiques. At the post-testing stage, RT and ART samples were submitted to a SEM analysis for a better understanding of the materials' geochemical behavior (see section 4.4.3).

The mineralogical compositions are summarized in Table 4.1. Results of the automated mineralogical analyses under the SEM show that the RT was mainly composed of pyrite (26.25%) with traces of sphalerite and chalcopyrite. The gangue was mainly composed of quartz (10-15%) with low levels of phyllosilicates (<5%), aluminosilicates (2-5%), and trace levels (<1%) of feldspar plagioclase, carbonates, and gypsum. LST was mainly composed of feldspar plagioclase (approximately 40%) with a lower proportion of quartz (approximately 15%), chlorites (8-10%), carbonates (8-10%), and traces (<1%) of pyrrhotite. The sand contained a high proportion of feldspar plagioclase (35-40%) and quartz (35-40%) with trace rutile (<1%). It is assumed that the sand is geochemically inert due to the non detectable sulfur and carbon concentrations.

The acid-generating potential of materials was assessed using the CNP/AP ratio (Table 4.1) with those criteria: if $\text{CNP/AP} \leq 1$, the material is considered acid generating; it is uncertain for $1 < \text{CNP/AP} < 2.5$, uncertain; and is considered not acid generating if $\text{CNP/AP} \geq 2.5$ Adam et al., 1997. The reactive tailings had a high sulfur content which leads to a CNP/AP of 0.06 and a high

acid generating potential. The addition of dolomitic gravel to RT (ART) increased the CNP/AP ratio to 3 due to a two times reduction of sulfur content and 27 times increase in carbon content. LST had a higher carbon concentration and lower sulfides content than RT which leads to a CNP/AP of 34.4 and to categorize them as non-acid generating.

Table 4.1 Materials initial properties.

Materials				
	Reactive tailings (RT)	Low sulfide tailings (LST)	Sand	Amended reactive tailings (ART)
Basic geotechnical properties				
D ₁₀ (mm)	0.004	0.002	0.037	0.008
D ₆₀ (mm)	0.031	0.029	0.170	0.265
Portion <80 µm (%)	86.1	80.5	21.2	42.4
C _U	8.67	12.50	4.56	32.54
G _s	3.05	2.72	2.71	2.86
USCS classification	ML	ML	SP-SM	SM
Hydrogeological properties				
k _{sat} (m/s)	8.9×10 ⁻⁸	5.4×10 ⁻⁸	7.2×10 ⁻⁶	1.6×10 ⁻⁷
AEV (kPa)	35	30	5	10
θ _s (m ³ /m ³)	0.42	0.39	0.34	0.33
θ _r (m ³ /m ³)	0.0011	0.001	0.0009	0.0008
α _{vG}	0.001	0.002	0.012	0.003
n _{vG}	2.14	1.33	3.14	2.06
m _{vG}	0.53	0.25	0.68	0.51
Chemical properties				
C _{tot} (%)	0.25	1.04	-	6.93
S _{tot} (%)	11.03	0.08	-	5.11
CNP/AP	0.06	34.4	-	3
Mineralogical composition				
>20%	Pyrite	Plagioclase feldspar	Plagioclase feldspar, Quartz	-
<20%	Quartz, Phyllosilicates (muscovite, biotite, paragonite, chamosite) Aluminosilicates	Quartz, Chlorites, Carbonates, Micas, Hornblendes, Orthoclase	Hornblendes, Alkaline feldspar, Chlorites	-
Trace (<1%)	Plagioclase feldspar, Carbonates, Silicates (neso-, soro-, ino-), Rutile, Ilménite, Sphalerite, Chalcopyrite, Gypsum	Pyrrhotite, Rutile	Rutile	-

D_x: particle diameter corresponding to x% passing in the cumulative grain-size distribution curve; C_U: coefficient of uniformity; θ_s: saturated volumetric water content; θ_r: residual volumetric water content; α_{vG}: van Genuchten parameters

4.3.2 Laboratory column tests

Five columns with an inside diameter of 14 cm and a height of 90 or 180 cm were used for the column tests. The two smaller ones were used as control columns (T#1 and T#5) whereas the three others were used to test modified CCBE scenarios (Sc#1, Sc#2 and Sc#3) (Figure 4.1a). The typical CCBE was composed of low sulfide tailings as the moisture-retaining layer (MRL) that was inserted between the top and bottom sand layers. The reclamation scenario (typical CCBE) was modified by adding a layer of amended reactive tailings (Sc#1), a GCL (Sc#2), or a combination of both (Sc#3). All five columns were equipped with a collection bottle to monitor the leachates' geochemical evolution. Columns with modified scenarios (Sc#1, Sc#2 and Sc#3) were equipped with suction probes to monitor the hydrogeological behaviour (Figure 4.1b). A ceramic porous plate placed at the bottom of each column is connected to a bottle of water at 1.5 m under the column. The objective is to simulate realistic conditions at the bottom of the column that correspond to a typical water table position in a tailing's storage facility, situated 1-2 m below the tailings and sand interface (Bussière et al., 2004). The columns Sc#1, Sc#2 and Sc#3 were built with a gas relief valve connected to nitrogen filled-gas bag in the bottom sand layer to avoid a gas lock or a vacuum during drainage. The gas relief valve was opened during wetting cycles and then closed during the rest of the experiment. The top of all of the columns were left open. Once a month, during a period lasting 13 consecutive months, each column was rinsed with 2 litres of deionized water. After collecting the leachates at the bottom, the column was left open for a 4-week drainage period. Because of the slow drainage of Sc#2 and Sc#3 (due to the presence of the GCL), the leachates of these two columns were collected after 4 weeks. A total of 11 cycles (330 days) were run for Sc#1, 12 cycles (360 days) for T#5, Sc#2 and Sc#3, and 14 cycles (420 days) for T#1.

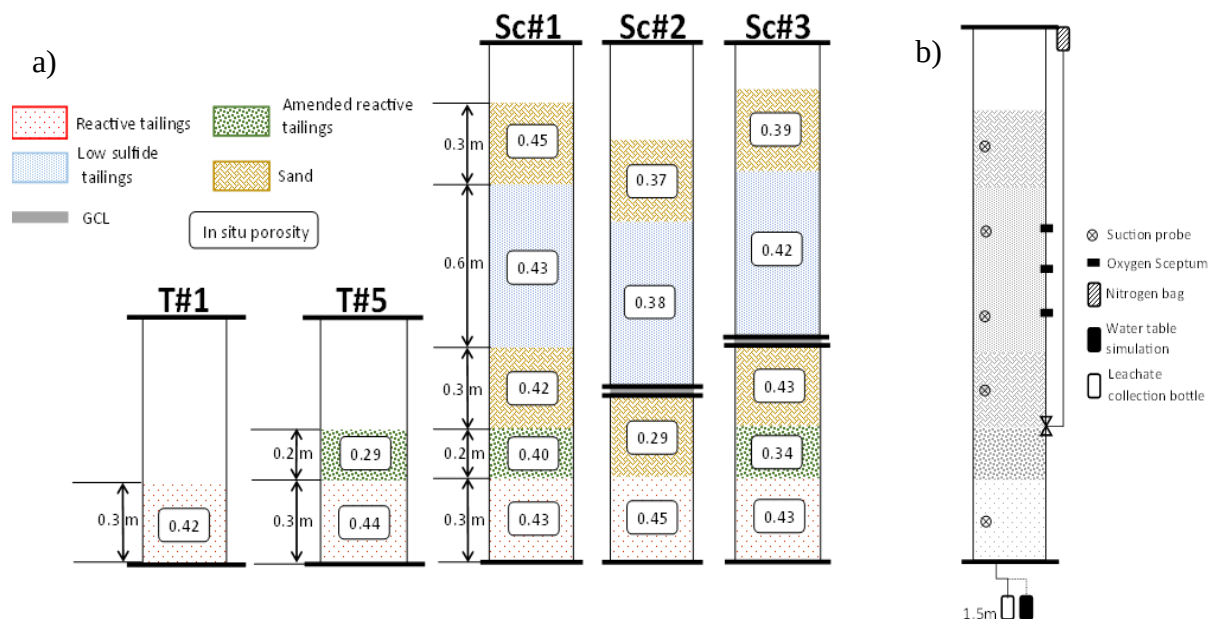


Figure 4.1 Experimental column (a) composition and configuration, and (b) equipment placement.

After each flushing event, 10 mL of leachate was filtered ($<0.45 \mu\text{m}$), acidified with 2% HNO_3 and sent for chemical analysis to determine its dissolved metals content. Each leachate was also submitted to electrochemical analyses for pH, electrical conductivity (EC), and oxidoreduction potential (ORP converted to Eh). EC was measured with a field probe (OAKTON PCTS50) that was calibrated with a standard solution of $1413 \mu\text{S}/\text{cm}$. This probe had an accuracy of $\pm 1\%$ for the EC. pH was measured using a combined Orion TrodeTM probe that automatically compensated the temperature (accuracy of 0.002 pH) after being calibrated with standard solutions at pH 4, 7 and 10. Redox potential (Eh) was measured with a combined Pt/Ag/AgCl probe (accuracy of $\pm 0.02 \text{ mV}$) previously calibrated with a standard solution of 220 mV. Both pH and Eh probes were connected to a Benchtop pH/ISE Meter Orion measurement reader (model 920A) to collect the data (Villeneuve, 2004). Alkalinity (APHA, 2017; Method 2320) and acidity (APHA, 2017; Method 2310) were measured by an automatic Metrohm Brinkmann. According to the APHA standard (2017), the relative error for the acidity measurement is 9% for solutions that have an acidity around $20 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ and 2% for those that have an acidity around $500 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$. The accuracy of alkalinity measurement is $\pm 1\%$ for solutions that have an alkalinity between 10 and $500 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ (APHA, 2017).

Suction (ψ) sensors (WATERMARK sensors from IRROMETER Company) were installed at different elevations (see Figure 4.1b) to monitor the unsaturated hydrogeological behavior in the CCBE columns. The sensors' measurement range is from 0 to 200 kPa with an accuracy of 1 kPa (IRROMETER Company, Inc.). Before the construction of Sc#2 and Sc#3, GCLs were hydrated for 48 hours. The hydrated GCL had an initial thickness of 14.5 mm and was squeezed between two sections and fixed by bolts. The joint between the two column sections was filled with silicone (Figure 4.2). GCLs were cut to a diameter of 18.5 cm and 17 cm to oversize the internal columns diameter.

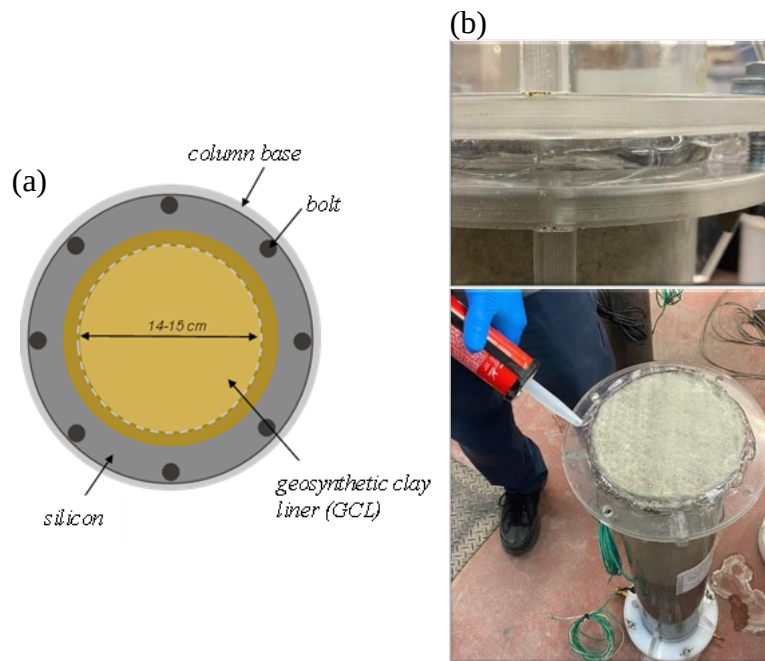


Figure 4.2 GCL Configuration in the column (a) conceptualization (b) installation.

All of the columns were dismantled at the end of the experiment. The process started with a first phase of observation and preparation. An overview description was first performed for each column and some pictures were taken. The second phase consisted of dismantling the column. Each 5 cm layer was observed, described and photographed. Each sample was weighed and dehydrated in an oven (60 °C) for 48h to eventually calculate its volumetric water content. At the suction-probe elevation, a sample was taken to calculate a volumetric water content around the probe. The layer

was sampled 2 cm above and below the probe. Each material was sampled specifically so that: RT had top, middle and bottom samples; ART had a middle sample; LST had top and bottom samples (suction probes position); and sand had samples at suction probes position. The rest of each material layer were sampled according to the visual changes. RT top and bottom samples from each column as well as ART middle sample (T#5, Sc#1 and Sc#3) were sent for S/C analysis. ART middle sample from T#5 and Sc#1 were sent to SEM analysis to appreciate the extent of weathering of carbonate and sulfide minerals. RT top sample from Sc#2 was sent to SEM to view the state of the sulfides. Finally, RT top sample from T#1 was sent to SEM to measure sulfide oxidation. GCLs was also observed, described and photographed. One of the GCL's was submitted to a permeability test (ASTM, 2020) to measure its final saturated hydraulic conductivity.

4.4 Results and data analysis

4.4.1 Unsaturated hydrogeological behaviour

Figure 4.3 shows on the left side, the suction evolution in the columns during the testing period and emphasis on two typical wetting-drying cycles on the right side. From this evolution, it is possible to clearly differentiate wetting periods (sudden drop of suction values) from drying periods (an increase of suction values). For all columns, the LST's air entry value (30 kPa) was not reached near the bottom of the water retention layer (MRL), while the measured suction in the upper part was closer to the AEV at the end of the drying period, particularly for Sc#1. This suggests a slight desaturation of the upper part of the MRL, which is a common behavior for a CCBE (Aubertin et al., 1995; 1999; Bussière & Aubertin, 1999). For Sc#2 and Sc#3, the maximum suction reached at the top of the MRL is close to 18 kPa and 20 kPa respectively.

In Sc#1, the suction profile is typical of a CCBE (Aubertin et al., 1996a) with lower suctions values in the bottom and top sand layers than in the MRL. This is mainly due to the contrasting hydrogeological properties between the sand and the LST that generate capillary barrier effects at each interface. With this suction profile, water is retained in the MRL, allowing to reduce oxygen migration and AMD generation (Bussière et al., 2003). However, the presence of GCL changed the hydrogeological behavior of the CCBE. The suction measured in a column without GCL (Sc#1) showed greater variation of values than those with GCL (Sc#2 and Sc#3). Values measured in

MRL were also lower than those in Sc#1 (see Figure 4.3 a2, b2, and c2). The bottom part of MRL had suction close to 0 kPa during the entire testing period, showing that a nearly saturated state was maintained. Therefore, the presence of GCL increases the retention of water in the MRL, allowing to maintain a higher degree of saturation and to reduce even more the oxygen flux.

In all columns the suction from the reactive tailings layer reached a maximum value of approximately 15 to 17 kPa, demonstrating that as expected, the system installed at the bottom of the columns simulates a water table positioned at 1.5 m under the columns.

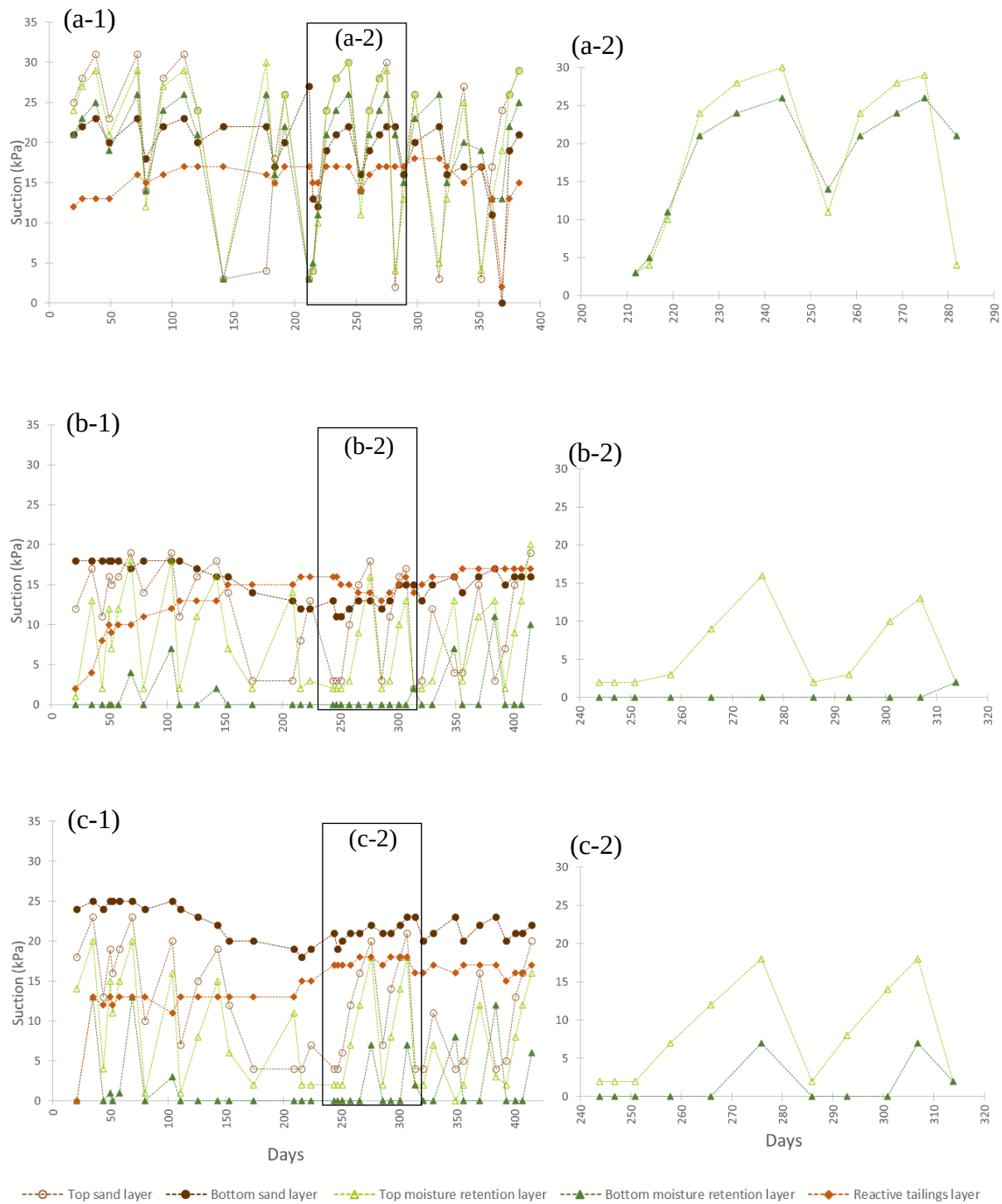


Figure 4.3 Suction measured for (a) Sc#1; (b) Sc#2; (c) Sc#3, during (x-1) all kinetic tests; (x-2) two cycles.

Figure 4.4 shows measured volumetric water content (θ) at the dismantling and θ predicted by using the measured suction at the dismantling reported on the water retention curve of each material. For each column, the measured and predicted θ were lower in top and bottom sand layers than in WRL, showing a typical θ profile of a functional CCBE (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2003; 2007; Demers & Pabst, 2021). The results show that the measured θ are usually higher in MRL and 1 sand layer when there's a GCL integrated in CCBE. Because of the suction applied under the columns, the reactive tailings layer was slightly desaturated. The material is at a measured degree of saturation (S_r) between 86% and 92% which would allow sulfide oxidation and AMD generation in the presence of oxygen.

The trends with the two techniques used to obtain the θ profiles are similar, and both trend in the direction of profiles typical of efficient CCBEs (even more efficient for the configuration with GCL). However, comparatively to the predictive θ , it seems that the measured trend is slightly higher in the sand and slightly lower in WRL. This could be due to the impact of sampling by slice at the dismantling stage that can cause some water loss. In addition, the differences could be explained by the rapid change of θ for only a small change in suction on some portion of the WRC. It is also worth mentioning that the Watermark sensor used is not perfectly precise for suction values lower than 10 kPa, which could explain some of the differences observed (Aubertin et al., 1999; Ganjgunte et al., 2012). However, such differences between measured and predicted θ were also observed in previous studies (Bussière et al., 2004; Kalonji-Kabambi, 2020).

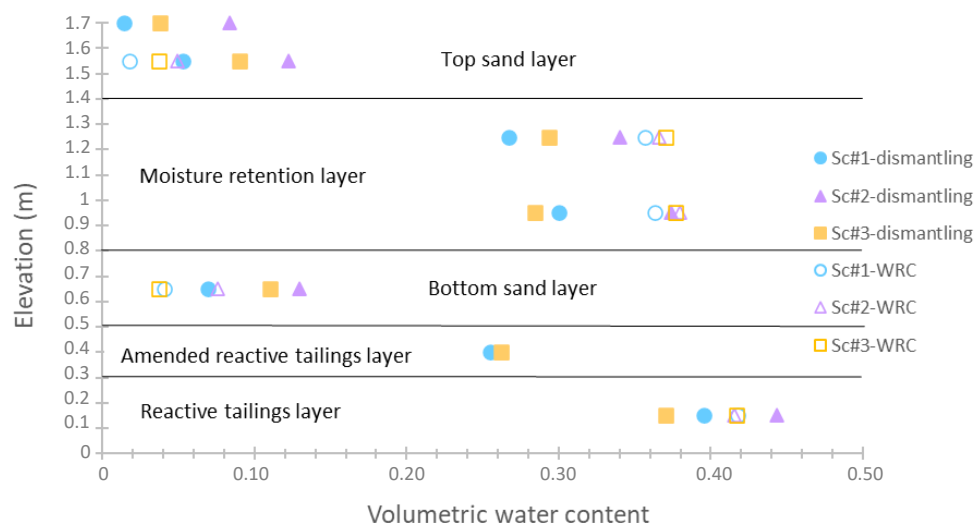


Figure 4.4 Volumetric water content obtained at post-testing and predicted using the water retention curve and suction measurements.

4.4.2 Geochemical behaviour

Electrochemical results of leachates recovered at the bottom of the three tested columns are presented in Figure 4.5, while geochemical results are presented in Figure 4.6 as cumulative loads of sulfates and metals (Fe, Cu, Zn). Note that cumulative loads are represented on a logarithmic scale that is different for the left side (T#1) and right side (T#5, Sc#1, Sc#2, Sc#3) graphs.

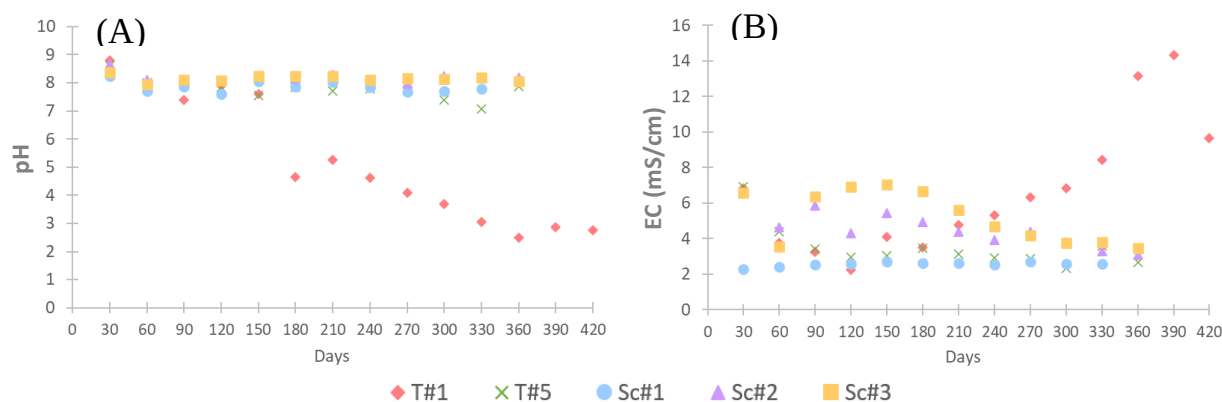


Figure 4.5 Columns electrochemical evolution of (A) pH; (B) Electrical conductivity, during the kinetic test.

The pH in T#1 had a value of 9 at the beginning of the experiment and remained near neutral until Day 150, then dropped below 6. Values then decreased before stabilizing at approximately 2.5 at the end of the experiment (Figure 4.5). The electrical conductivity started at approximately 3 mS/cm, then increased after 150 days to reach a maximum value of 14 mS/cm near the end of the testing period. The evolution of leached sulfate and metals during the year-long experiment corroborate the electrochemical results (Figure 4.6). After 150 days, the sulfates and metals load increased as the pH reached values under 6. The average concentrations observed during the year were 1698 mg/L of iron, 181 mg/L of zinc, 15 mg/L of copper, and 2255 mg/L of sulfur. An average of 1.7 L of water was recovered from the 2 L rinse water (Table 4.2). After a year, the cumulative masses flushed out in leachates were 53,534 mg of sulfates, 31,558 mg of iron, 3,917 mg of zinc, and 322 mg of copper. These results are typical of highly reactive tailings (Plante et al., 2021).

The pH and electrical conductivity in column T#5 (column with ART on top of RT) were fairly stable throughout the year of monitoring (Figure 4.5). At the end of the year, pH was close to neutrality with a value of approximately 8, and electrical conductivity was approximately 3 mS/cm. After 240 days, a greater quantity of iron was leached even if it remains low (Figure 4.6). An insignificant quantity of copper was leached after 60 days, while a greater quantity of sulfates and zinc were leached during the year. The average concentrations measured during the testing period were 709 mg/L of sulfur, 1.7 mg/L of zinc, and less than 1 mg/L of iron and copper. An average of 1.6 L of water was recovered of the 2 L rinse water (Table 4.2). After a year, the masses generated in leachates were 13,805 mg of sulfates, 0.78 mg of iron, 31.6 mg of zinc, and 0.60 mg of copper. These results indicate a significant reduction in the generation (compared to T#1) of sulfates (2.5 times), copper and zinc (100 times).

For the three scenarios with covers (Sc#1, Sc#2, and Sc#3), pH was stable for the entire testing period at values between 7 and 8 (see Figure 4.5). The electrical conductivity was slightly different depending on the scenario, and ultimately stabilized at approximately 3 mS/cm. Geochemical results for all three modified CCBE scenarios were similar (see Figure 4.6). Sulfates production (compared to T#1) was reduced by a factor of 7 in Sc#2 and by a factor of 8 in Sc#1 and Sc#3. The mass of copper is 150 times lower in Sc#2 whereas it is 1000 times lower in Sc#1 and Sc#3. The zinc generation is reduced by 100 times in Sc#2 and by 300 times in Sc#1 and Sc#3. It is worth

mentioning that the elemental concentrations were significantly reduced by the addition of a cover on top of the RT. The average concentrations of sulfur in the three scenarios, during the test, were 579 mg/L for Sc#1, 873 mg/L for Sc#2, and 1022 mg/L for Sc#3. Average concentrations of copper and iron were less than 1 mg/L for all three scenarios and average zinc concentrations were 0.74 mg/L for Sc#1, 4.2 mg/L for Sc#2 and 1.7 mg/L for Sc#3. As a final note, it is worth mentioning that in all modified columns (T#5, Sc#1, Sc#2, Sc#3), the mass of iron stabilized to a value under 1 mg.

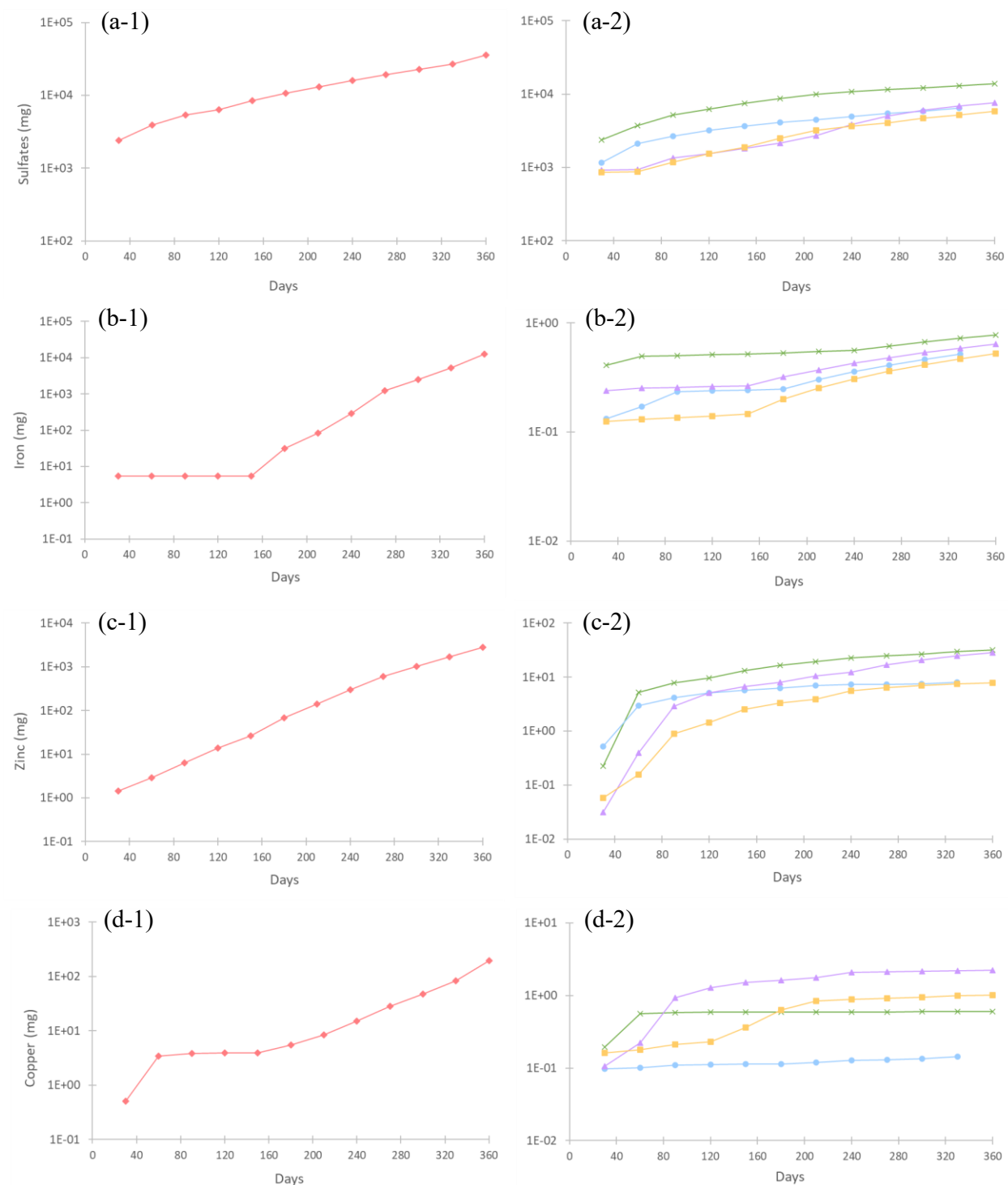


Figure 4.6 Columns geochemical evolution of (a) sulfate; (b) iron; (c) zinc; (d) copper, for (x-1) T#1; (x-2) T#5, Sc#1, Sc#2, Sc#3, during kinetic test.

Table 4.2 Summary of the water quality results for each column.

	T#1 (Control column)			T#5 (ART+RT)			Sc#1 (CCBE+ART)			Sc#2 (CCBE+GCL)			Sc#3 (CCBE+ART+GCL)		
	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean
pH	2.5	8.8	5.2	7.1	8.6	7.8	7.6	8.2	7.9	8.0	8.7	8.2	8.0	8.4	8.2
EC (mS/cm)	2.3	14.3	6.6	2.4	6.9	3.5	2.3	2.7	2.6	3.1	6.6	4.6	3.5	7.1	5.2
Redox potential (mV)	325	629	518	334	636	453	432	638	478	422	615	544	439	615	541
Alkalinity (mgCaCO ₃ /L)	0	282	71	47	356	277	22	249	179	75	190	147	67	222	164
Acidity (mgCaCO ₃ /L)	8	5537	989	20	40	27	10	20	13	0	25	7	0	29	9
Fe (mg/L)	0.01	6555	1698	<DL	0.20	0.04*	<DL	0.07	0.04*	<DL	0.28	0.06*	<DL	0.17	0.05*
Zn (mg/L)	0.76	745	181	0.11	2.9	1.7	<DL	1.9	0.74*	0.04	10	4.2	0.09	4.2	1.7
Cu (mg/L)	0.012	72	15	<DL	0.22	0.03*	<DL	0.04	0.01*	0.03	2.9	0.58	0.03	0.57	0.19
S (mg/L)	544	5677	2255	488	1154	709	522	756	579	106	1596	873	84	1778	1022
Ca (mg/L)	390	775	486	480	719	580	523	892	622	314	567	466	239	572	475
Mg (mg/L)	3.4	666	406	5.8	177	105	22	75	55	2.4	112	56	4.6	142	65
Leachate volume (L)	1.55	1.97	1.77	1.01	2.00	1.59	0.63	2.00	1.01	0.17	1.31	0.74	0.12	0.80	0.50

*Half of the DL was used to calculate the mean value

4.4.3 Dismantling

Samples were taken during the dismantling of the columns to better understand their geochemical behaviour. Table 4.3 shows the initial and post-testing concentrations of carbon and sulfur in reactive tailings (one to two samples) and in amended reactive tailings (one sample). In the control column T#1, carbon was consumed throughout the reactive tailings layer resulting in a loss of 88% compared to the initial concentration. Sulfur was mainly consumed near the top of the column resulting in a loss of 10% compared to the initial concentration. The post-testing sulfur and carbon concentrations are lower in the control column (T#1) compared to the other columns (T#5, Sc#1, Sc#2, Sc#3), suggesting a greater consumption due to oxidation and neutralization. Adding an amended layer on the reactive tailings (T#5) allows a lower consumption of carbon ($\approx 30\%$ of loss) and sulfur ($\approx 2\%$ of loss) in the RT layer. The oxidation and neutralization potential were similar to the initial one in the amended layer of T#5 after a year of testing.

Table 4.3 shows that adding an amended layer under the CCBE (Sc#1) maintains sulfur and carbon concentrations close to their initial contents in the RT layer. The same result is observed when adding a GCL under the MRL (Sc#2), or when an amended layer and a GCL are combined (Sc#3). Those results corroborate the water quality results previously presented, and shows that adding a cover significantly reduces the mass of elements leached out of the columns. Some results in Table 4.3 are higher than the initial concentrations; this can be explained by the mass balances (loss of other elements lead to increased concentrations of others) and by analytical uncertainties. A margin of error of $\pm 5\%$ was considered in the analysis of the results, so values that differed by less than 5% are considered insignificant changes.

The post-testing GCL's saturated hydraulic conductivity had a value of 4.3×10^{-10} m/s. This corresponds to a loss of approximately one order of magnitude in comparison with the initial result. Based on the evolution of the water quality, this increase in k_{sat} during the testing period does not seem to significantly impact the performance of the system to control water contamination.

Table 4.3 Initial and post-testing C and S concentration in reactive tailings and amended reactive tailings

Initial concentration		Concentration	
Materials	C_{tot} (%) ($\pm 5\%$)	S_{tot} (%) ($\pm 5\%$)	
Reactive tailings	0.25	11.03	
Amended reactive tailings	6.93	5.11	
Post-testing			Sample location
		Amended reactive tailings	1*
			2*
		Reactive tailings	3*
Column	Sample position	C_{tot} (%) ($\pm 5\%$)	S_{tot} (%) ($\pm 5\%$)
T#1	2	0.030	9.93
	3	0.020	11.08
T#5	1	7.66	4.13
	2	0.180	10.88
	3	0.170	10.80
Sc#1	1	7.45	4.51
	2	0.230	11.29
	3	0.210	11.09
Sc#2	2	0.210	11.13
	3	0.190	11.08
Sc#3	1	6.93	4.86
	2	0.240	11.15
	3	0.230	11.18

During dismantlement, pictures were taken of the RT that was exposed to atmospheric conditions (Figure 4.7, A1) and of the RT material placed under modified CCBEs (Figure 4.7, A2). RT that was exposed (Figure 4.7, A1) had an advanced oxidation state (ochre zones) compared to those that were covered that look like fresh tailings (Figure 4.7, A2). To push further our post-testing analysis, samples from the different columns were sent to SEM analysis to appreciate the extent of weathering in the materials. ART's sample from T#5 contained more highly weathered carbonate and sulfide minerals (Figure 4.7, B1 and B2, respectively) than the one that has been taken in Sc#1 (Figure 4.7, C1 and C2) due to the presence of the CCBE that significantly decreases oxygen migration, sulfide oxidation and acid generation. In these conditions, the carbonates are less exposed to acidity and are then less weathered. However, the presence of some passivated grains in Sc#1 ART's sample (Figure 4.7, C2) indicates that some oxidation still occurs. RT's sample

from Sc#2 contained much less oxidized sulfide particles (Figure 4.7, D), indicating that the CCBE was probably more efficient at limiting sulfide oxidation in this column.

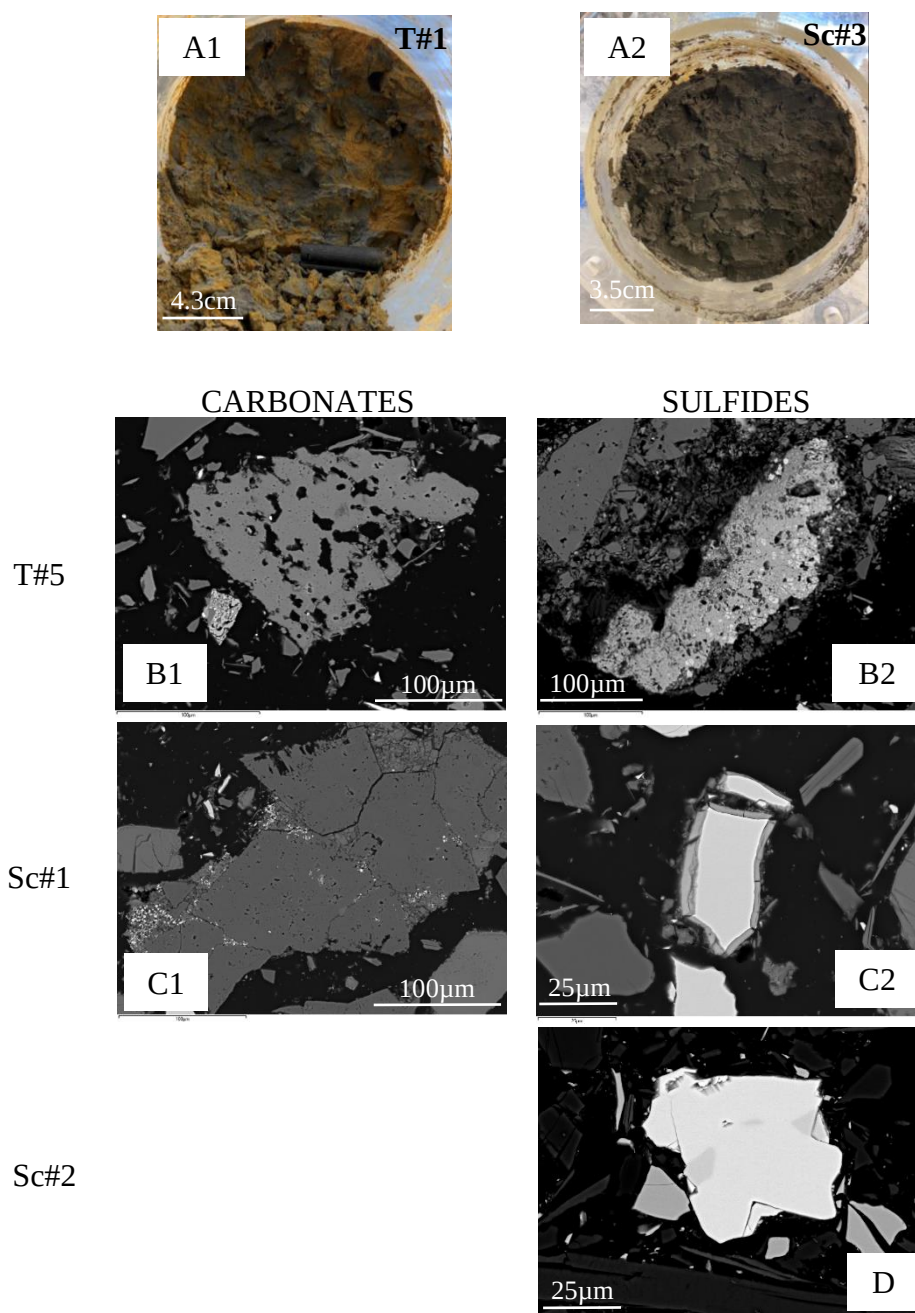


Figure 4.7 Photography mosaic. (A1) T#1's upper layer overview taken during the dismantling, ochre colour corresponding to oxidation zone, (A2) Sc#3's middle RT layer overview taken during the dismantling, material had an overall dark grey color, SEM; (B1) T#5 ART sample, showing a highly weathered carbonate grain, SEM; (B2) T#5 ART sample, showing a weathered sulfide grain

bearing an iron oxide coating, SEM; (C1) Sc#1 ART sample, showing a slightly weathered carbonate grain, SEM; (C2) Sc#1 ART sample SEM view, zoom in on a non altered pyrite grain; (D) Sc#2 RT sample, showing a fresh sphalerite grain, SEM

4.4.4 Geochemical efficiency of the tested scenarios

The efficiency of each modified reclamation scenarios (E_{RC}) was calculated to compare their performance. The following equation, which considers the mass of an element in a scenario with (T#5, Sc#1, Sc#2, and Sc#3) and without (T#1) AMD control methods, was used (Bussière et al., 2004):

$$E_{RC}(\%) = 100 \times \left(1 - \frac{\text{Mass of element } i \text{ in scenario with AMD control methods}}{\text{Mass of element } i \text{ in T\#1}} \right) \quad (4.1)$$

Results presented in Table 4.4 indicate that all four scenarios significantly decrease the quantity of sulfates and dissolved metals in leachates. Adding an amended reactive tailings layer on top of RT (T#5) decreased the leaching of iron, copper, and zinc by more than 99%, and decreased the leaching of sulfates by 73.6%. Installing a CCBE above the ART and the RT layers (Sc#1 and Sc#3) increased the capacity of the system to prevent sulfate leaching by an additional 10% (compared to T#5). Setting-up a CCBE modified by the addition of a GCL (Sc#2) on top of the reactive tailings layer decreased sulfate leaching by approximately 85% compared to exposed RT (T#1). Modified covers (Sc#1, Sc#2, Sc#3) also allow a better control of the generation of dissolved zinc and copper, with E_{RC} values between 99.3 and 99.96%. The efficiency difference of all three modified CCBEs was not significant enough to point out the one with the best capacity to limit metals and sulfates leaching (considering an analytical margin of error of $\pm 5\%$). However, it is reasonable to consider that the three modified CCBEs increased the control of metals and sulfur dissolution, compared to T#1 and T#5, during the tested period. Also, the ability of T#5 to restrain leaching of metals and sulfate is limited in duration and will last until all neutralizing minerals are dissolved.

The high efficiency of all four scenarios to control iron and copper leaching can also be explained by the near-neutral pH of approximately 8. At this pH, those metals are not soluble and tend to precipitate. Indeed, ubiquitous iron oxyhydroxide coatings around sulfide grains were observed under the SEM (Figure 4.7), especially in the ART layer in T#5, but also at the top of the RT and

ART layers in the CCBE columns. Thermodynamic equilibrium calculations (not shown here), made by Vminteq software, suggest iron and aluminium oxyhydroxides like ferrihydrite and gibbsite precipitation, and gypsum is suggested to be at equilibrium in all columns.

Even if all modified CCBE scenarios (Sc#1, Sc#2, and Sc#3) showed a great capacity to limit leaching of sulfate and dissolved metals, the concentration of zinc in leachates can sometimes be greater than 1 mg/L (see Table 4.2). After a year, the zinc concentrations stabilized around 3.2 mg/L for Sc#2 and had a downward trend for Sc#1 and Sc#3. This can be explained by the fact that zinc is soluble at near-neutral pH values (around 8). It also indicates that some sulfide oxidation is occurring in the columns (assuming that all zinc is in sulfide minerals).

Table 4.4 Efficiency of the scenarios to limit sulfate, iron, zinc and copper leaching

Column	SO ₄ (%)	Fe (%)	Zn (%)	Cu (%)
T#5	73.63	99.99	99.19	99.81
Sc#1	87.62	99.99	99.79	99.96
Sc#2	85.38	99.99	99.27	99.31
Sc#3	88.89	99.99	99.80	99.69

4.5 Discussion

4.5.1 Influence of adding alkaline amendment

In this study, it has been suggested to add an alkaline amendment to improve the performance of CCBE covers. Results showed that adding an alkaline amendment in CCBE configuration reduces leaching of metals and sulfates and improves water quality. Using an amendment alone also significantly improves the water quality in the short term. However, it has been shown in the literature that the consumption of the neutralizing amendment can be rapid and that the impact of the amendment on the water quality is limited in duration (Mylona et al., 2000; Komnitsas et al., 2004). Pictures generated by SEM analysis showed a significant passivation of carbonates grains when they are exposed to the atmosphere in column T#5 (Figure 4.7, B). Geochemical concentration also corroborates these results with high concentrations of calcium and magnesium in leachates showing a rapid depletion of the neutralization potential. Hence, setting up only an amended layer on top of reactive tailings is therefore not a long-term solution to control AMD

generation (Mylona et al., 2000; Komnitsas et al., 2004; Elghali et al., 2019), but rather a short-term option that could limit acid generation for few years, the time required to build a real long-term reclamation scenario. However, adding an amendment in conjunction with an oxygen barrier such as a CCBE cover system is an attractive option. Indeed, as shown in this study, the water quality is significantly improved by the combination of CCBE and amendment, and the depletion of the neutralization potential is very slow (Figure 4.7, C) due to the low oxidation rate in the ART, which would significantly increase the lifetime of the amendment compared to the non covered case (T#5).

4.5.2 Influence of adding a GCL

One of the hypotheses of this study is that adding a GCL in CCBE configuration would increase the water retention capacity of the MRL as well as increase the performance of the cover to control oxygen flux. Using GCL in multilayered covers is frequent for low saturated hydraulic conductivity covers where it is used as a double protection layer in conjunction with geomembrane (Renken et al., 2005; Maqsoud et al., 2021). The objective to modify the hydrogeological behavior of the CCBE has been achieved during the short period of the study with lower levels of suction in the MRL containing a GCL. The lower level of suction in the MRL implies a greater volumetric water content and degree of saturation, and a lower effective diffusion coefficient and oxygen flux (Mbonimpa et al., 2003). This lower oxygen flux improves the leachate quality to a level similar to the CCBE with amendment (Sc#1; see Figure 4.6). Because of its low saturated hydraulic conductivity, the GCL reduces water infiltration through the cover system. In some cases where covers are built on a tailings' storage facility with a relatively high-water table position, this could help improve the geotechnical stability of the infrastructure (Demers & Pabst, 2021). Previous studies showed that the GCL efficiency can be affected by the water quality going through it. Cationic exchanges between surrounding fluids and GCL components can cause a k_{sat} reduction up to 2-3 orders of magnitude (Chevé, 2019). In our relatively short-term study, this impact was limited (an increase of one order of magnitude in k_{sat}) but this aspect must be considered at the final design stage. In this laboratory study, the GCL was initially hydrated by submerging them into deionized water for 48 hours. In the field, this hydration process is not possible, and hydration would occur more slowly. Recent results showed that in situ GCL samples cannot reach that level

of hydration in covers which affects the in situ k_{sat} (Shackelford et al., 2000; Barroso, 2005). It would be then important to validate the capacity of the GCL to improve the hydrogeological behavior of the CCBE in more realistic conditions.

4.5.3 Comparison between typical and modified CCBE

It was hypothesised in this study that the modified CCBE scenarios would have a greater efficiency than a typical CCBE. To validate this hypothesis, results from Kalonji-Kabambi (2020) were used. This study assessed, in similar column tests, the performance of a typical CCBE, without modifications (GCL or amendment) (see Table 4.5).

Table 4.5 Typical CCBE efficiency (Kalonji-Kabambi, 2020)

	SO ₄ (%)	Fe (%)	Zn (%)	Cu (%)
Typical CCBE	86.1	97.7	97.0	100

All three modified CCBE scenarios have higher efficiency values compared to those from the typical CCBE scenario, indicating a better performance to control metal and sulfate leaching. However, all values are close to each other and considering the uncertainty related to the chemical analysis ($\pm 5\%$), it is difficult to confirm the significance of these differences. Still, the installation of all types of modified CCBE on top of RT decreased the leached iron (< 0.01 mg/L) concentrations, compared to a typical CCBE that still generated around 10 mg/L of iron after 400 days (Kalonji-Kabambi et al., 2020b). So even if the performance increase was difficult to quantify, modified CCBEs had a higher capacity to reduce iron leaching compared to typical CCBE. It is worth mentioning here that even with improvement, in all cases, the capacity of reducing sulfate leaching is still under 90%.

4.5.4 Other possible sources of sulfate and zinc

All three modified CCBE scenarios significantly decreased the leaching of sulfate and metals. However, the sulfate concentrations from the modified CCBEs are still high (at values greater than 1000 mg/L at the end of experiment, assuming that all S is under the sulfate form), meaning that some sources of sulfate are still active inside the columns despite an effective oxygen barrier. The mineralogical characterization of the different materials showed that the main source of sulfate is

the oxidation of sulfide minerals. However, the hydrogeological behavior of the CCBEs showed that oxygen diffusion is well controlled in the covered columns. Hence, oxidation could occur from other mechanisms than oxidation of the reactive tailings by atmospheric oxygen that migrate through the cover. The first potential mechanism is galvanic oxidation due to the contact of pyrite and sphalerite (Kwong et al., 2003; Liu et al., 2008). Initial and post-testing reactive tailings samples below the CCBEs were sent for SEM analysis to validate this hypothesis and revealed that the quantity of sphalerite in the material was very low with no observation of galvanic oxidation was observed. So, even if some galvanic oxidation might be present, it cannot be solely responsible for the high concentration of sulfates in leachate.

It was also suggested, during the results analysis process, that dissolved oxygen present in the pore water could be responsible of the generated sulfates. Rinsing the column with 2 L of deionized water during each cycle could add 17.8 mg of dissolved oxygen to the system (so 8.9 mg/L) and generate approximately 30 mg of sulfates (a corresponding sulfates concentration of 15 mg/L). However, measurements from modified CCBE columns showed a much greater concentration of sulfates, with an average and a value after stabilization of 1735/1670 mg/L for Sc#1, 2615/2500 mg/L for Sc#2, and 3060/2400 mg/L for Sc#3, which means that dissolved oxygen would only be responsible for a minimal portion of the sulfates produced.

The final hypothesis is a potential generation of sulfates by the other cover materials, and particularly by the LST. In a previous study, Kalonji-Kabambi et al. (2020a) showed that during a 450-day column test, the same LST material (containing approximately 0.3% sulphide minerals) placed alone in a column generated a concentration of 1500 mg/L of sulfates for approximately 300 days and the concentration suddenly dropped to values between 100 and 10 mg/L until 400 days. Because of the duration of the present study (between 330 to 360 days), it is possible that a large portion of the measured sulfates concentration comes from the LST layer even if the LST is placed in a CCBE. This would explain why significant concentrations were observed in the covered columns, but with low concentrations in metals. Indeed, Kalonji-Kabambi et al. (2020a) observed that LST placed alone in a column is leaching sulfates, but with very low concentrations of zinc (<0.5 mg/L), iron (<0.1 mg/L) and copper (<0.03 mg/L). The high leaching of sulfates with low concentration of iron and copper was also observed for the column Sc#1, Sc#2, and Sc#3.

Another element of concern is the generation of low concentrations of zinc during the experiment. Indeed, after a year, all three columns still leached non-negligible quantities of zinc. The leached quantity stabilized for Sc#2 (at approximately 3.2 mg/L) and tended to decrease (at 0.4-0.5 mg/L at the end of the experiment) for Sc#1 and Sc#3. Kalonji-Kabambi et al. (2020a) showed that the LST material leached around 0.3 mg/L of zinc until the 300th day of the test. A significant proportion of the leached zinc measured in the laboratory test could then come from the MRL material. The slight sulfur oxidation in the RT would explain the rest of the leached zinc. Unfortunately, it is impossible to precisely discriminate the zinc generated by the LST to the one leached by the RT.

4.6 Summary and Conclusion

The main objective of this research was to assess, using instrumented laboratory columns, the capacity of physical (with a GCL) and/or geochemical (with a dolomitic amendment of the RT) modifications to control contaminant generation from highly reactive tailings. A previous study performed by Kalonji-Kabambi et al. (2020a; b) showed that an oxygen barrier (CCBE) significantly reduced AMD generation from the same highly reactive tailings, but not sufficiently to control zinc and iron generation. The main conclusions of this study can be summarized as follows:

- Geochemical results from the column test T#5 showed that adding an amended reactive tailings layer above the tailings reduced metal concentrations in the effluent compared to exposed reactive tailings, for a one-year period. It also allows to the pH to stabilize around 8. This approach is of interest in the case where the objective is to temporarily control the generation of contaminants from reactive tailings before the implementation of a more durable AMD control method such as a CCBE.
- Hydrogeological results from the modified CCBEs with the GCL showed that hydrogeological behavior is typical, with desaturated top and bottom coarse-grained layers, and a high degree of saturation in the middle layer (MRL). The presence of a GCL at the bottom of the MRL reduces the suction and induces a higher volumetric water content which allow to improve the capacity of the MRL to control oxygen migration.

- Results also showed that modified CCBEs had the ability to reduce the leaching of iron and zinc compared to the CCBE without modification, particularly for Sc#1 and Sc#3 with dolomite amendment.
- Post-testing sample analyses were aligned with geochemical and hydrogeological results. They showed that all three covered scenarios maintain carbon and sulfur concentrations in reactive tailings almost identical to their initial concentrations compared to exposed tailings. The post-testing hydrogeological behaviour also confirmed the capacity of the CCBE to have a hydrogeological behaviour that controls sulphide oxidation by controlling oxygen migration.
- The concentration of sulfates in the covered scenarios were higher than expected mainly due to the LST layer that generates sulfate. This means that sulfate concentrations cannot be used in this case as method to quantify the reactivity of the highly reactive tailings below the tested CCBEs.

The amendment of the first 20 cm of highly reactive tailings with dolomite and the addition of a GCL in the MRL are two approaches that can be used to improve the performance of CCBEs installed on highly reactive tailings. Also, other alkaline amendments than dolomite could be used depending on their availability in proximity to the mine site such as fly ash, red mud, phosphate, and cement kiln. Finally, it is worth recalling that similar laboratory tests or field tests (Kalonji-Kabambi et al., 2020a; b), with real materials, should be performed for each potential use on mine sites to more precisely define the optimal design.

4.7 Acknowledgments

This work was possible thanks to the financial support of the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Sites Reclamation funded by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) and five industrial partners: Agnico Eagle Mines, Iamgold, Rio Tinto Iron and Titanium, Raglan Mine a Glencore company, and Newmont. The authors would also like to thank the URSTM staff for their assistance with laboratory work.

4.8 References

- Adam, K., Kourtis, A., Gazea, B., & Kontopoulos, A. (1997). Evaluation of static tests used to predict the potential for acid drainage generation at sulfide mine sites. *Transactions of the Institutions of Mining and Metallurgy, Section A: Mining Technology* 106, A1-A8.
- APHA. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23^e éd.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- ASTM. (2000). *Standard test method for capillary-moisture relationship for fine-textured soils by pressure-membrane apparatus* (Norme ASTM D3152-72).
- ASTM. (2006). *Standard test method for specific gravity of soil solids by gas pycnometer* (Norme ASTM D5550-06).
- ASTM. (2007). *Standard test method for particle-size analysis of soils* (Norme ASTM D422-63).
- ASTM. (2009). *Standard test method for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis* (Norme ASTM D6913-04).
- ASTM. (2015). *Standard test method for measurement of hydraulic conductivity of porous material using a rigid wall, compaction-mold permeameter* (Norme ASTM D5856-15).
- ASTM. (2019). *Standard test method for permeability of granular soils (constant head)* (Norme ASTM D2434-19).
- ASTM. (2020). *Standard test method for measurement of index flux through saturated geosynthetic clay liner specimens using flexible wall permeameter* (Norme ASTM D5887/D5887M-20).
- Aubertin, M., Aachib, M., & Authier, K. (2000). Evaluation of diffusive gaz flux through covers with GCL. *Geotextiles and Geomembranes*, 18, 215-233. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(99\)00028-X](https://doi.org/10.1016/S0266-1144(99)00028-X)
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A. M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (1997). *Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers*. CANMET Secretariat.
- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R. P., & Crespo, J. R. (1996a). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie (Orléans)*, 1, 3-14.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers* (Presses Internationales Polytechniques^e éd.). [https://doi.org/\[manuel sur CD-rom\]](https://doi.org/[manuel sur CD-rom])
- Aubertin, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (1996b). Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 33, 470-482. [https://doi.org/https://doi.org/10.1139/t96-068](https://doi.org/10.1139/t96-068)
- Aubertin, M., Bussière, B., Joanes, A. M., Monzon, M., Gagnon, D., Barbera, J. M., . . . Bernier, L. (1999). *Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers, Phase II: essais en place* CANMET Secretariat.

- 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* (Projet 2.22.2a). NEDEM/MEND. <http://www.mend-nedem.org>
- Barroso, M. (2005). *Fluid migration through geomembrane seams and through the interface between geomembrane and geosynthetic clay liner* [Doctorat thesis, Joseph-Fourier University].
- Bouzahzah, H. (2013). *Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44, 1019-1052. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/T07-040>
- Bussière, B., & Aubertin, M. (13-17 september 1999). *Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage: an in situ experiment* Proceedings of the Sudbury '99, Mining and the Environment II, Sudbury, Ontario (Laurentian University).
- Bussière, B., Aubertin, M., & Chapuis, R. P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 512-535. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/t03-001>
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., & Chapuis, R. P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behavior of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44, 245-265. <https://doi.org/https://doi.org/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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00254-003-0919-6>
- Bussière, B., & Guittonny, M. (2021). *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (1^e éd.). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., & Julien, M. (2006). Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Québec. *CIM Bulletin* 1(6), 1-11. <https://store.cim.org/en/performance-of-the-oxygen-limiting-cover-at-the-lta-site-malartic-quebec>
- Catalan, L. J. J., & Yin, G. (2003). Comparison of calcite to quicklime for amending partially oxidized sulfidic mine tailings before flooding. *Environmental Science & Technology*, 37(7), 1408-1413. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/es020781z>
- Chapuis, R. P., Masse, I., Madinier, B., & Aubertin, M. (2006). A drainage column test for determining unsaturated properties of coarse materials. *Geotechnical Testing Journal*, 30(2), 83-89. <https://doi.org/10.1520/GTJ100385>
- Chevé, N. (2019). *Évaluation de la performance des géocomposites bentonitiques comme barrière aux fluides dans un contexte de recouvrement minier* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].

- Chevé, N., & Bussière, B. (2019). *Hydrogeological properties of geosynthetic clay liners permeated with synthetic acid mine drainage* Proceedings of the 72th Canadian Geotechnical Conference, St John's, Canada.
- Dagenais, A. M., Aubertin, M., Bussière, B., & Cyr, J. (2005). Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration. *SME Transactions*, 318, 190-200.
- Demers, I., & Pabst, T. (2021). Covers with capillary barrier effects. Dans B. Bussière & M. Guittonny ( dit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 167-186). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Elghali, A., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Genty, T. (2019). In situ effectiveness of alkaline and cementitious amendments to stabilize oxidized acid-generating tailings. *Minerals*, 9(5), 314-334. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/min9050314>
- Fredlund, D. G., Rahardjo, H., & Fredlund, M. D. (2012). *Unsaturated soil mechanics in engineering practice*. John Wiley & Sons, Inc.
- Ganjugunte, G. K., Sheng, Z., & Clark, J. A. (2012). Evaluating the accuracy of soil water sensors for irrigation scheduling to conserve freshwater. *Applied Water Science*, 2, 119-125. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s13201-012-0032-7>
- Holtz, R. D., & Kovacs, W. D. (1991). *Introduction à la géotechnique*. Presses inter Polytechnique.
- Kalonji-Kabambi, A. (2020). * valuation du comportement hydrogéologique et géochimique de recouvrements faits de matériaux miniers pour contrôler la contamination provenant de résidus miniers fortement réactifs* [Thèse de doctorat,  coloe Polytechnique de Montréal].
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2017). Hydrogeological behavior of cover with capillary barrier effect made of mining materials. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35, 1199-1220. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10706-017-0174-3>
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2020a). Hydrogeochemical Behavior of Reclaimed Highly Reactive Tailings, Part 1: Characterization of Reclamation Materials. *Minerals*, 10(7). <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/min10070596>
- Kalonji-Kabambi, A., Demers, I., & Bussière, B. (2020b). Reactive transport modeling of the geochemical behavior of highly reactive tailings in different environmental conditions *Applied Geochemistry*, 122, 104761. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104761>
- Komnitsas, K., Bartzas, G., & Paspaliaris, I. (2004). Efficiency of limestone and red mud barriers: laboratory column studies. *Minerals Engineering*, 17, 183-194. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mineng.2003.11.006>
- Kwong, Y. T. J., Swerhone, G. W., & Lawrence, J. R. (2003). Galvanic sulphide oxidation as a metal-leaching mechanism and its environmental implications. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 3(4), 337-343. <https://doi.org/https://doi.org/10.1144/1467-7873/03/013>

- Larochelle, C. G. (2019). *Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Larochelle, C. G., Bussière, B., & Pabst, T. (2019). Acid-generating waste rocks as capillary breck layer in covers with capillary barrier effects for mine site reclamation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230, 1-16. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11270-019-4114-0>
- Liu, Q., H., L., & Zhou, L. (2008). Galvanic interactions between metal sulfide minerals in a flowing system: Implications for mines environmental restoration. *Applied Geochemistry*, 23(8), 2316-2323. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.02.024>
- Maqsoud, A., Bussière, B., & Mbonimpa, M. (2021). Low saturated hydraulic conductivity covers. Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 93-113). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- 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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/t03-040>
- Mbonimpa, M., Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2021). Water, gas, and heat movement in cover material. Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 47-91). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Merkus, H. G. (2009). *Particule size measurements; Fundamentals, Practice, Quality* (1^e éd.). Springer.
- Miller, S. D., Jeffery, J. J., & Wong, J. W. C. (16-18 september 1991). *Use and misuse of the acid-base account for AMD prediction* 2nd International Conference, Abatement of Acidic Drainage, Montréal, QC, Canada.
- Mylona, E., Xenidis, A., & Paspaliaris, I. (2000). Inhibition of acid generation from sulfidic wastes by the addition of small amounts of limestone. *Minerals Engineering*, 13(10), 1161-1175. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(00\)00099-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0892-6875(00)00099-6)
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A., & Reardon, E. J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1), 1-8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/t89-001>
- Panalytical, M. (2021). *Mastersizer 3000, smarter particle sizing* [Equipment]. Malvern Panalytical <https://www.malvernpanalytical.com/en/products/product-range/mastersizer-range>
- Plante, B., Schudel, G., & Benzaazoua, M. (2021). Generation of acid mine drainage Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 26-45). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2019). Methodological approach to study oxygen fluxes in a cover with capillary barrier effect when colonized by plants roots. *Geo-Environmental Engineering*, 30-31.

- Renken, K., Yanful, E. K., & Mchaina, D. M. (2005). Effective oxygen diffusion coefficient and field oxygen concentrations below a geosynthetic clay liner (GCL) covering mine tailings. Dans *Waste Containment and Remediation* (p. 1-15).
- Ricard, J. F. (1994). *Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers* [Mémoire de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Shackelford, C. D., Benson, C. H., Katsumi, T., Edil, T. B., & Lin, L. (2000). Evaluating the hydraulic conductivity of GCLs permeated with non-standard liquids. *Geotextiles and Geomembranes*, 28(2), 133-161. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(99\)00024-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0266-1144(99)00024-2)
- Skoog, D. A., & Leary, J. J. (1992). *Principles of intrumentals analysis* (4^e éd.). Saunders College.
- van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils *Soil Science Society of America Journal* 44, 892-898. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>
- van Genuchten, M. T., Leij, F. J., & Yates, S. R. (1991). *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils* (EPA/600/2-91/065). U.S. Environmental Protection Agency chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.pc-progress.com/Documents/programs/retc.pdf
- Vézina, S., & Amyot, G. (1996). *L'inondation: Solution efficace du DMA du parc Solbec* Colloque sur le programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement minier (NEDEM), Rouyn-Noranda, Québec, Canada.
- Vézina, S., & Amyot, G. (1999). *Le suivi de la restauration par inondation au parc à résidus miniers Solbec*
- Villeneuve, M. (2004). *Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques* [Mémoire de maîtrise École Polytechnique de Montréal].

CHAPITRE 5 DISCUSSION

Les chapitres 3 et 4 de ce mémoire ont présenté la caractérisation des matériaux, la technique de mise en place des essais en colonnes, les méthodes utilisées pour faire le suivi hydrogéologique et/ou géochimique de chaque colonne, et les résultats qui ont été analysés et discutés. Cette section porte sur des points qui n'ont pas encore été abordés dans ces chapitres, soit l'approche utilisée pour choisir le type de matériau alcalin, l'influence du mode de mélange et du type d'amendement sur le comportement géochimique des résidus miniers LaRonde, et les défis rencontrés lors des essais en laboratoire.

5.1 Sélection du matériau neutralisant à l'aide d'essai à petite échelle

Pour rappel, parmi tous les types d'amendement alcalin, la pierre calcaire a été choisie pour produire les mélanges utilisés dans ce projet, du fait de sa disponibilité et des nombreuses études concluantes trouvées dans la littérature. Il a fallu ensuite choisir entre la pierre contenant principalement de la dolomite ou de la calcite et pour ce faire, des essais à petite échelle ont été effectués. Ces essais ont également permis d'étudier l'effet du rapport PN/PA.

5.1.1 Mini-cellules d'altération

Une série d'essais en mini-cellule d'altération a été effectuée dans le but de sélectionner le type de matériau (dolomie ou calcaire) utilisé pour former le mélange amendé final. Ces essais ont également été menés afin de choisir le rapport PN/PA à utiliser pour les essais en colonne du projet. Pour cela, neuf mini-cellules ont été construites : trois mini-cellules témoins contenant respectivement du résidu de la mine LaRonde (LAR), du calcaire dolomitique (DOL) et du calcaire calcique (CAL); trois cellules contenant des résidus amendés avec le calcaire dolomitique avec un rapport PN/PA respectivement égal à 1, à 3 et à 5; et trois cellules contenant des résidus amendés avec du calcaire calcique avec un rapport PN/PA respectivement égal à 1, à 3 et à 5 (Figure 5.1).

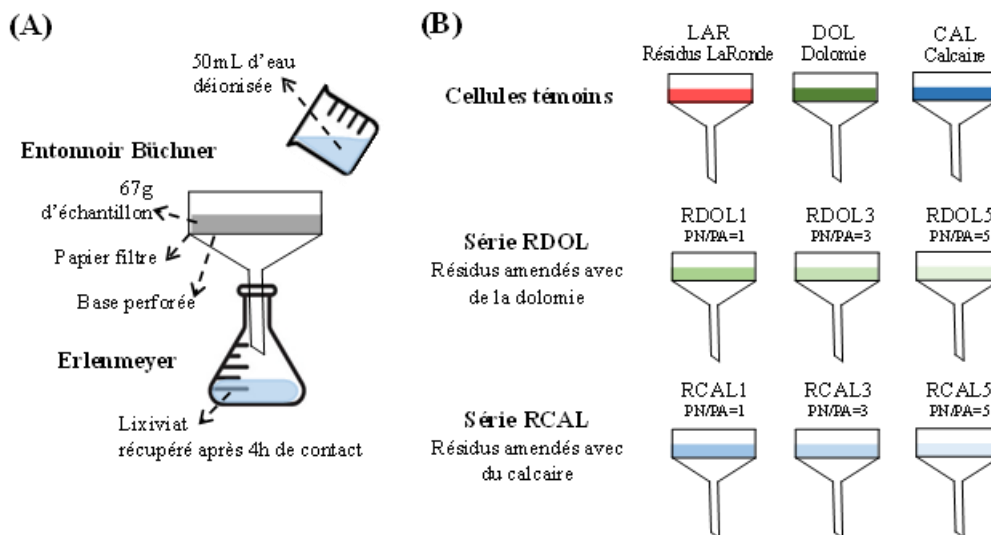


Figure 5.1 Mini-cellules d'altération construite pour l'essai (A) Détails sur l'équipement de la mini-cellule; (B) Composition de chaque mini-cellule

Chaque échantillon a une masse d'environ 67 g et est rincé avec 50 mL d'eau déionisée. Les échantillons sont recouverts par un film plastique perforé permettant de les protéger d'une possible contamination extérieure tout en conservant un système ouvert à l'atmosphère. Le lixiviat a été récupéré deux fois par semaine durant 13 semaines, avec un intervalle de 3 jours entre chaque rinçage. Pour chaque échantillon, des mesures de pH, Eh et conductivité électrique ont été faites et un composite a été formé à partir des deux échantillons de la même semaine et a été envoyé pour analyse chimique.

5.1.2 Principaux résultats

Les principaux résultats obtenus sont présentés aux Figures 5.2 et 5.3. Plus d'informations sur l'essai en mini-cellule d'altération peuvent être trouvées dans Villeneuve (2004).

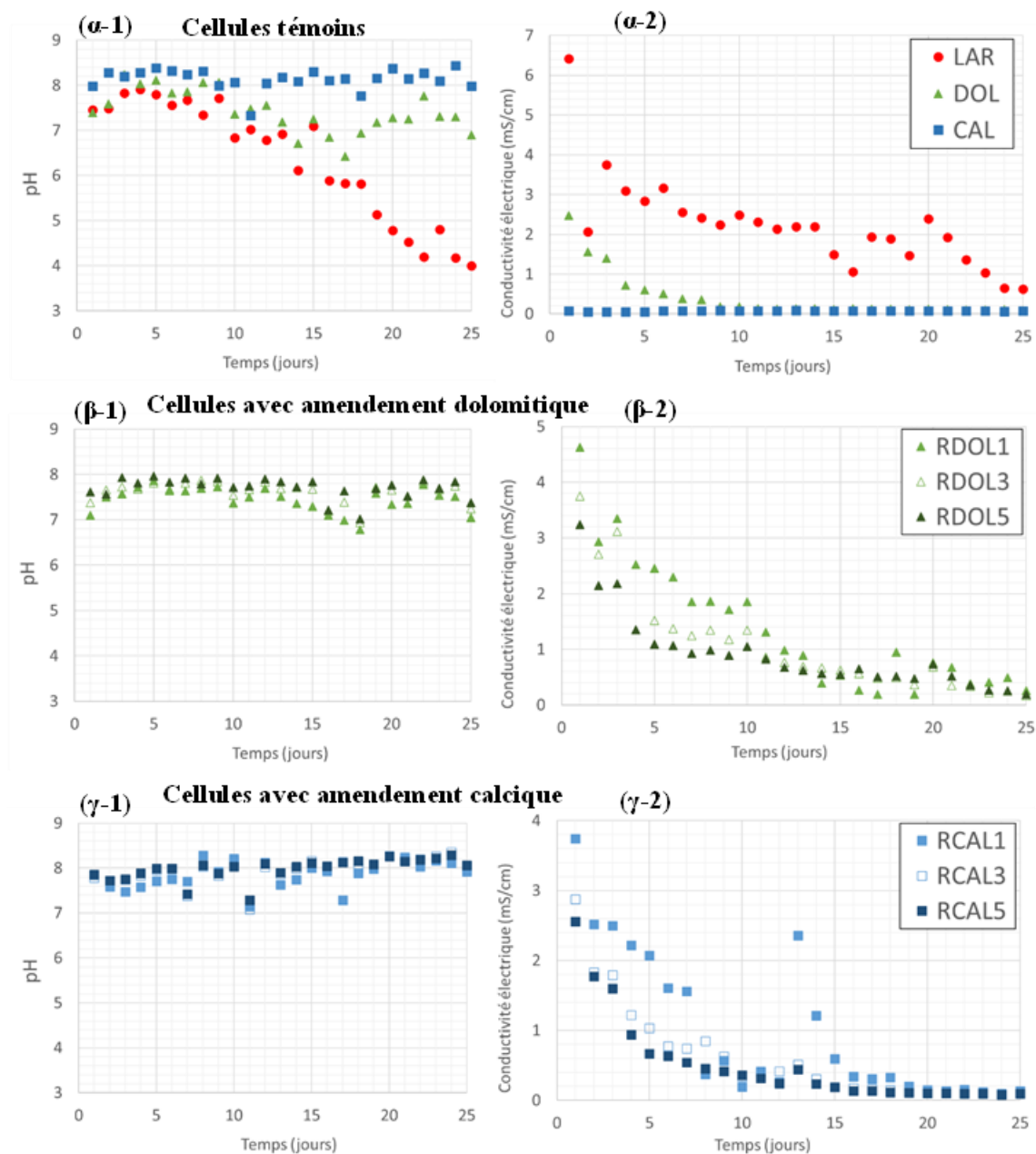


Figure 5.2 Résultats obtenus pour (α) les cellules témoins; (β) les cellules de la série RDOL avec amendement dolomitique; (γ) les cellules de la série RCAL avec amendement calcaire; pour les mesures de (1^{er} colonne) pH; (2^{ème} colonne) conductivité électrique

Les mesures électrochimiques indiquent une stabilisation du pH dès le début de l'essai autour de 8 pour la cellule témoin CAL (calcaire) et entre 7 et 8 pour la cellule témoin DOL (dolomie). La

conductivité électrique de ces deux cellules se stabilise rapidement à une valeur proche de zéro. Le pH de la cellule témoin LAR (résidus LaRonde) débute à une valeur proche de 7 et diminue jusqu'à atteindre une valeur de 4 à la fin de l'essai. Au début de l'essai, sa conductivité électrique est proche de 7 mS/cm et se situe autour de 0,6 mS/cm. Tel qu'attendu, on est en présence de rejets générateurs de DMA.

Le pH des cellules de la série RDOL (amendement dolomitique) est stable tout au long de l'essai se positionnant à des valeurs situées entre 7 et 8. Les conductivités électriques obtenues pour cette série de cellules sont situées autour de 4 mS/cm au début de l'essai et diminue jusqu'à une valeur proche de 0,3 mS/cm. Le pH des cellules de la série RCAL (amendement calcique) est situé entre 7,5 et 8,5 tout au long de l'essai. Les valeurs de conductivité électriques atteignent des valeurs proches de 3 mS/cm au début de l'essai et proche de 0,1 mS/cm à la fin de l'essai. Pour les deux types d'amendement (série RDOL et RCAL), les valeurs de pH les plus élevées sont atteintes par la cellule avec un rapport PN/PA de 5 (RDOL5 et RCAL5), alors que celles les plus faibles sont atteintes par la cellule ayant un rapport PN/PA de 1 (RDOL1 et RCAL1). À noter cependant que toutes les mesures de pH, pour un même rinçage, se situent habituellement à l'intérieur de 0,5 unité. Aussi, l'inverse est observé pour les valeurs de conductivité électrique. Les valeurs les plus élevées ont été mesurées pour les cellules avec un rapport PN/PA de 1 (RDOL1 et RCAL1), et les plus faibles pour les cellules avec un rapport PN/PA de 5 (RDOL5 et RCAL5). Les différences entre les scénarios (rapport PN/PA) sont plus importantes au début de l'essai et tendent à diminuer avec le temps.

Les deux types d'amendements alcalins ont démontré avoir la capacité de neutraliser le lixiviat pour les trois rapports PN/PA, sur une période de 13 semaines. Bien que les valeurs soient assez proches, l'amendement calcique est légèrement plus performant que l'amendement dolomitique. En plus des paramètres physico-chimiques, les concentrations en éléments considérés les plus importants dans les lixiviats ont également été analysées (voir Figure 5.3).

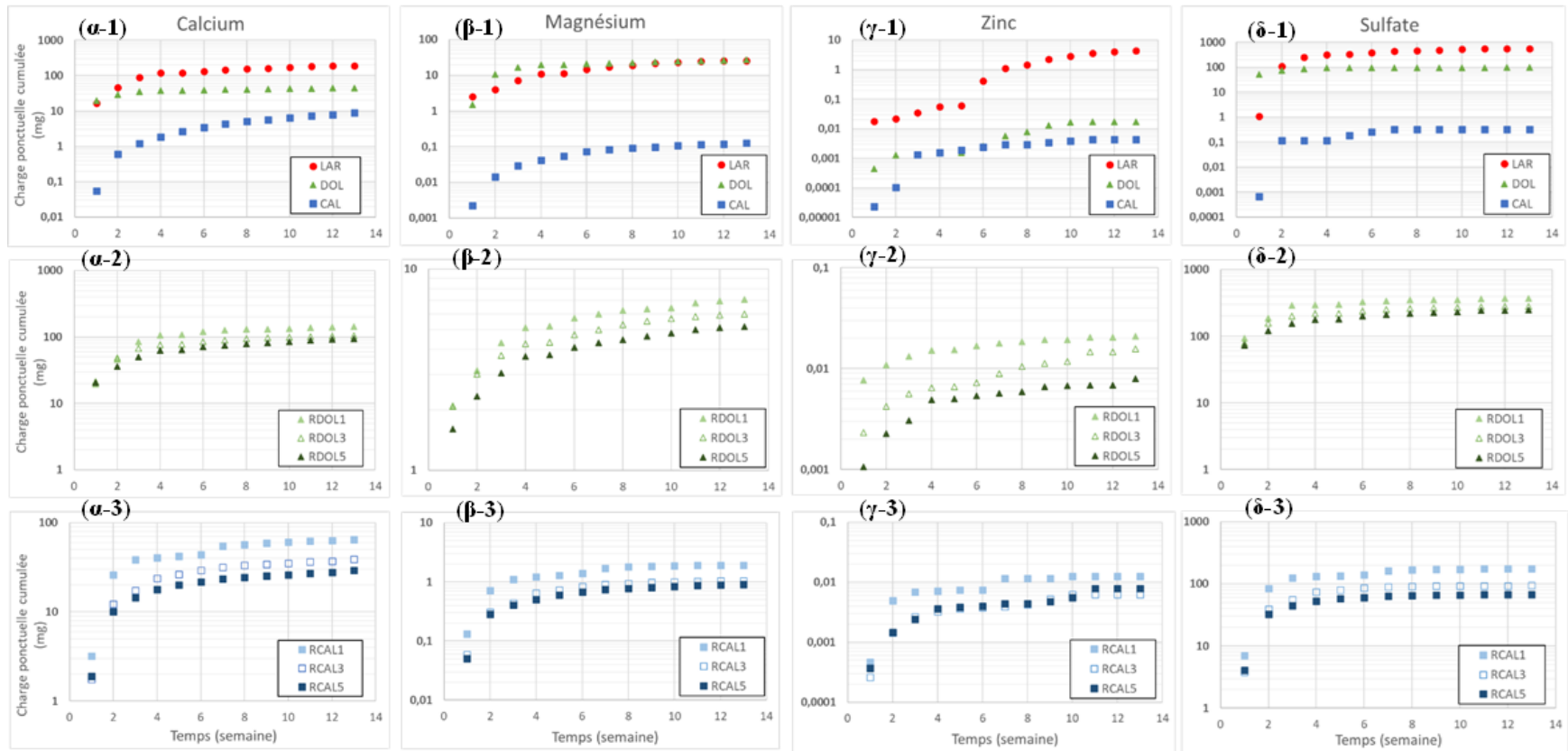


Figure 5.3 Résultats obtenus pour la quantification chimique du (α) calcium; (β) magnésium; (γ) zinc; (δ) sulfate, pour (1^{er} ligne) les cellules témoins; (2^{ème} ligne) les cellules de la série RDOL; (3^{ème} ligne) les cellules de la série RCAL

Les masses cumulées en calcium, magnésium, zinc et sulfates mesurées pour les neuf mini-cellules d'altération sont présentées à la figure 5.3. Une très faible quantité de calcium a été lixiviée de la cellule témoin CAL, tandis qu'une quantité totale d'environ 50 mg a été mesurée pour la cellule témoin DOL (Figure 5.3, α -1). La quantité totale de calcium dissout mesurée pour la cellule témoin LAR est autour de 200 mg. Les cellules qui ont lixivié la plus grande quantité de calcium sont celles avec un PN/PA égal à 1 (cellules RDOL1 et RCAL1), tandis que les plus faibles quantités ont été mesurées dans les cellules avec un rapport PN/PA de 5 (cellules RDOL5 et RCAL5). Les valeurs mesurées dans les cellules avec un rapport PN/PA égal à 3 (cellules RDOL3 et RCAL3) sont proches de celles des cellules RDOL5 et RCAL5 (Figure 5.3, α -2; α -3). Les cellules de la série RDOL (amendement dolomitique) ont lixivié davantage de calcium comparativement à celles de la série RCAL (amendement calcique).

La quantité finale en magnésium lixivié est d'environ 30 mg pour les cellules témoin DOL et témoin LAR. Le matériau de la cellule témoin CAL n'a pas lixivié de magnésium (Figure 5.3, β -1). Les valeurs en magnésium étaient les plus élevées pour les cellules ayant un rapport PN/PA égal à 1 (cellules RDOL1 et RCAL1), alors qu'elles étaient les plus faibles pour les cellules ayant un rapport PN/PA égal à 5 (cellules RDOL5 et RCAL5). La quantité en magnésium lixivié est au moins cinq fois plus élevée dans les cellules de la série RDOL (amendement dolomitique) en comparaison à celles de la série RCAL (amendement calcique) (Figure 5.3, β -2; β -3). Ce comportement est cohérent avec le fait que le matériau neutralisant de la série RDOL (avec dolomie) contient initialement plus de magnésium que celui de la série RCAL (avec calcaire).

Les cellules témoin RDOL et témoin RCAL ne contiennent pas de zinc, alors que la quantité en zinc dans la cellule témoin LAR augmente à partir de la 6^e semaine pour atteindre une masse totale lixiviée d'environ 5 mg (Figure 5.3, γ -1). L'allure des courbes d'évolution de la quantité de zinc lixiviée dans les cellules des séries RDOL et RCAL est la même. Les mesures les plus grandes proviennent des cellules avec un rapport PN/PA de 1 (cellules RDOL1 et RCAL1), tandis que celles les plus petites proviennent des cellules avec un rapport PN/PA de 5 (cellules RDOL5 et RCAL5). La quantité de zinc mesurée dans les cellules avec un rapport de 3 (cellules RDOL3 et RCAL3) sont en général proches des cellules avec un rapport de 5 (RDOL5 et RCAL5; Figure 5.3, γ -2; γ -3). Les quantités de zinc mesurées dans les cellules de la série RCAL (amendement calcique)

sont légèrement plus faibles que celle de la série RDOL (amendement dolomitique), bien que les valeurs de RDOL5, RCAL3 et RCAL5 soient très proches.

La quantité en sulfate provenant de la mini-cellule témoin LAR atteint une valeur cumulée à la fin de l'essai d'environ 300 mg. Le matériau de la cellule témoin CAL ne génère pas de sulfates alors que la cellule témoin DOL a produit environ 30 mg de sulfates dans les deux premiers cycles, ce qui est surprenant (Figure 5.3, δ -1). Suite à ces deux premiers cycles, aucune production de sulfate n'a été observée. L'évolution du sulfate provenant des cellules des séries RDOL et RCAL a une même allure (Figure 5.3, δ -2; δ -3). Les valeurs les plus élevées ont été mesurées pour les cellules ayant un rapport PN/PA de 1 (cellules RDOL1 et RCAL1), et les valeurs les plus faibles pour les cellules ayant un rapport PN/PA de 5 (cellules RDOL5 et RCAL5). Les valeurs des cellules ayant un rapport PN/PA de 3 (cellules RCAL3 et RCAL3) ont tendance à être proches de celles avec un rapport PN/PA de 5 (RDOL5 et RCAL5). Toutefois les quantités de sulfates mesurés dans les cellules de la série RDOL (amendement dolomitique) sont au minimum deux fois plus élevées que celle de la série RCAL (amendement calcique).

5.1.3 Décision quant à l'amendement à utiliser

Les résultats obtenus à l'aide des mini-cellules d'altération ont montré que les deux types de matériaux neutralisants testés comme amendement (pierres dolomitique et calcique) permettent de limiter l'oxydation des résidus de LaRonde et de réduire la lixiviation du zinc et des sulfates. Les résultats montrent une performance légèrement supérieure pour le calcaire comparativement à la dolomie.

D'autres considérations ont également été incluses dans le choix du type d'amendement à tester en colonne. Le critère de proximité du fournisseur a été inclus dans la décision. La pierre dolomitique est disponible en bonne quantité dans une carrière près de New Liskeard au Témiscamingue Ontarien (environ 100 km du site de la mine LaRonde) alors que la carrière où est extraite la pierre calcique est située au Lac-Saint-Jean, à près de 1 000 km du site de Mine LaRonde. Considérant que les amendements dolomitiques permettent de contrôler la génération de DMA et d'éléments associés au DMA, que le matériel est disponible à proximité, et que la dolomite a moins tendance à se passiver avec le temps que la calcite (Genty et al., 2011), ces derniers ont été sélectionnés pour les essais en colonne. En ce qui concerne le rapport PN/PA, celui-ci a été fixé à 3 puisque ce rapport

a donné des comportements géochimiques assez similaires au rapport PN/PA de 5 et que ce dernier rapport est celui considéré par le gouvernement du Québec (MELCCFP, 2012) pour catégoriser un rejet comme non générateur d'acide.

5.2 Impact du type d'amendement alcalin et de la technique d'incorporation aux résidus sur la qualité chimique du lixiviat

Le chapitre 3 présente l'ensemble des colonnes, dont cinq colonnes témoins, alors que le chapitre 4 ne présente que les colonnes témoin T#1 et T#5. Dans cette section, les résultats électrochimiques et chimiques obtenus pour les cinq colonnes témoins sont présentés, comparés et discutés. L'objectif est de déterminer l'effet du type de matériau alcalin (dolomie vs calcaire) choisi pour produire le mélange de résidus amendés à une dimension plus réaliste (colonne; masse de matériau de l'ordre des kilogrammes) que les mini-cellules d'altération (67 g) et d'évaluer l'impact de l'incorporation de l'amendement dans l'ensemble de la couche de résidus comparativement à une incorporation de surface.

5.2.1 Essai en colonne

Cinq colonnes expérimentales ont été construites pour atteindre cet objectif. La première colonne témoin T#1 était composée de résidus miniers LaRonde sur une épaisseur de 30 cm. Deux colonnes étaient constituées de 30 cm de résidus LaRonde amendés (rapport PN/PA de 3 pour toutes les colonnes avec résidus amendés) sur toute l'épaisseur avec du calcaire calcique dans l'une (T#2) et du calcaire dolomitique dans l'autre (T#3). Dans les deux dernières colonnes, une couche de 30 cm de résidus LaRonde est recouverte par une couche de 20 cm de résidus amendés par du calcaire calcique dans le premier cas (T#4) et par du calcaire dolomitique dans l'autre (T#5) (Figure 5.4).

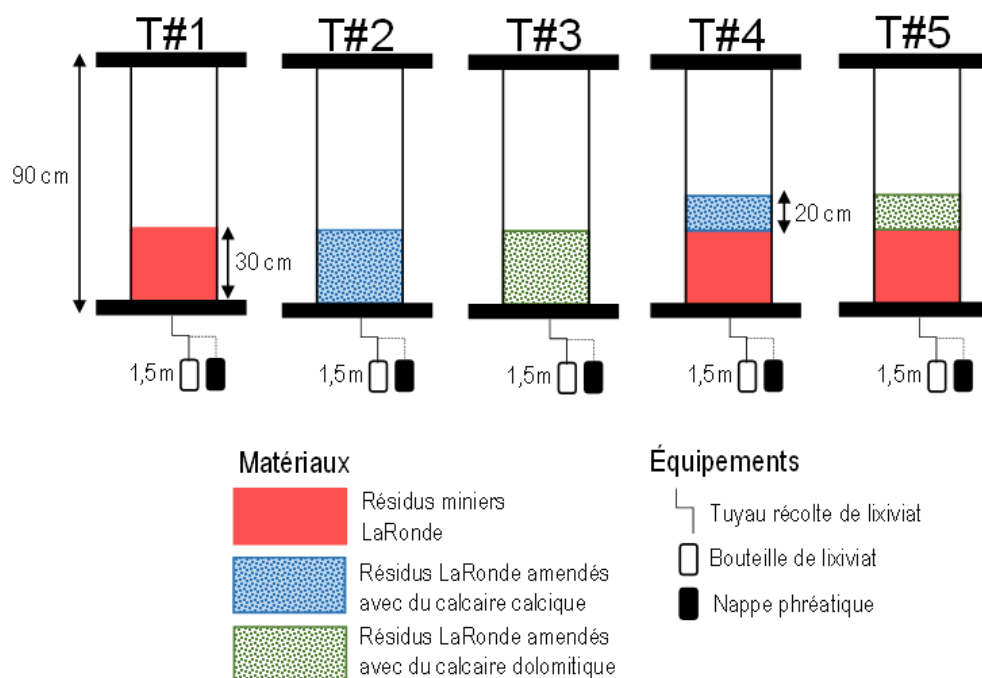


Figure 5.4 Configuration des cinq colonnes témoins ainsi que leur équipement

Chaque colonne a été équipée d'une bouteille afin de récolter le lixiviat et d'effectuer la surveillance de l'évolution du comportement géochimique pour la durée de l'essai (1 an). Il est possible de trouver davantage d'explications sur la construction, les équipements des colonnes ainsi que la technique et la fréquence des cycles de rinçage au chapitre 3. Après la récolte, les échantillons de lixiviat ont subi des analyses électrochimiques (ph, Eh, conductivité électrique) et chimiques (teneur en métaux dissouts).

5.2.2 Principaux résultats et analyse de l'impact des amendements

Les résultats obtenus lors des mesures du pH et de la conductivité électrique des cinq colonnes témoins sont présentés à la Figure 5.5.

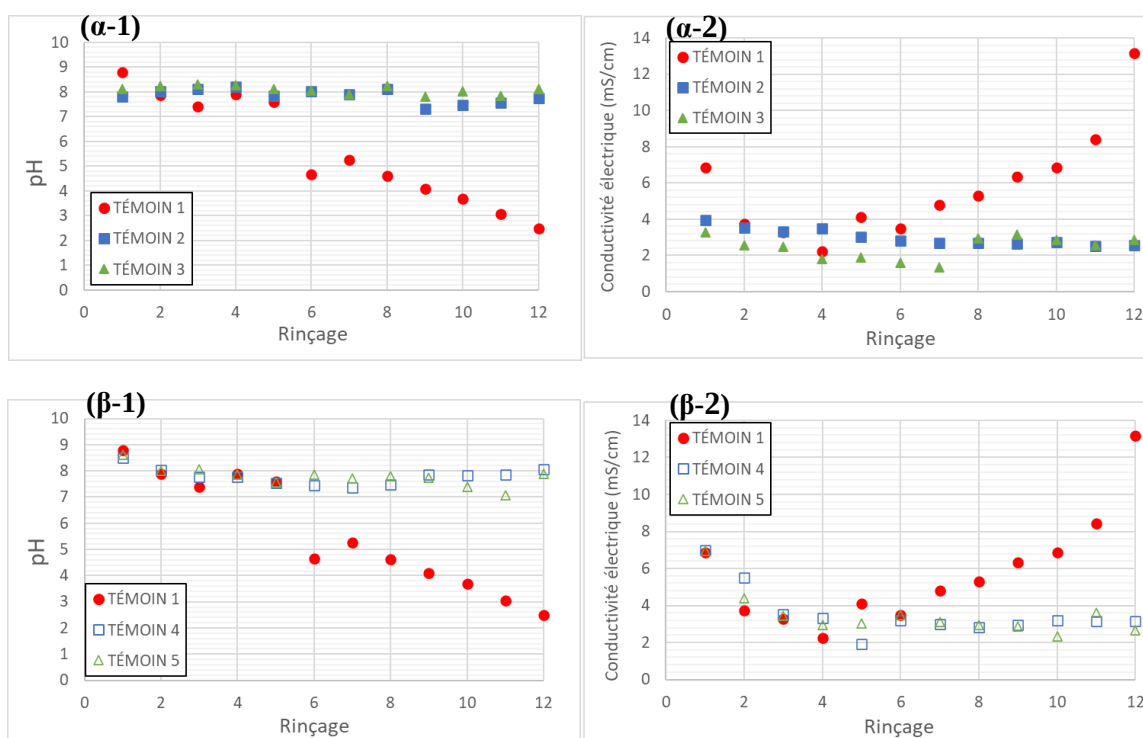


Figure 5.5 Résultats de (x-1) pH; (x-2) conductivité électrique, obtenue pour (α) les colonnes amendées sur toute la hauteur et (β) les colonnes amendées sur les 20 premiers cm, comparativement à la colonne de résidu LaRonde seul

Les mesures de pH de la colonne T#1 indiquent une valeur proche de 9 au début de l'essai qui diminue jusqu'à une valeur d'environ 2,5 à la fin de l'essai. La conductivité électrique atteint une valeur maximale d'environ 14 mS/cm au bout d'un an. Les deux colonnes T#2 et T#3 possèdent un pH stable autour de 8 tout au long de l'essai. La conductivité électrique de ces deux colonnes atteint une valeur d'environ 2 mS/cm au bout d'un an d'essai. À partir du 4^e rinçage, le pH mesuré dans les colonnes T#4 et T#5 se stabilise à des valeurs situées entre 7 et 8. La conductivité électrique de ces deux colonnes débute à environ 7 mS/cm, diminue jusqu'au 5^e rinçage à une valeur proche de 2 mS/cm et se stabilise autour de 3 mS/cm jusqu'à la fin de l'essai.

Ces résultats indiquent que les deux types d'amendement (calcaire calcique et calcaire dolomitique) ont la capacité d'augmenter le potentiel de neutralisation du milieu et de limiter la génération de DMA des résidus pour la durée de l'essai. Les valeurs de pH et de conductivité électrique étant

pratiquement similaires, l'un ne se démarque pas significativement par rapport à l'autre. Aussi, il n'y a pas de différence drastique entre le comportement électrochimique des colonnes amendées sur toute l'épaisseur et celles amendées sur les vingt premiers centimètres, durant l'année de surveillance.

Les graphiques des quantités cumulées de calcium, magnésium, zinc et sulfates mesurés pour l'ensemble des cinq colonnes sont présentés à la Figure 5.6.

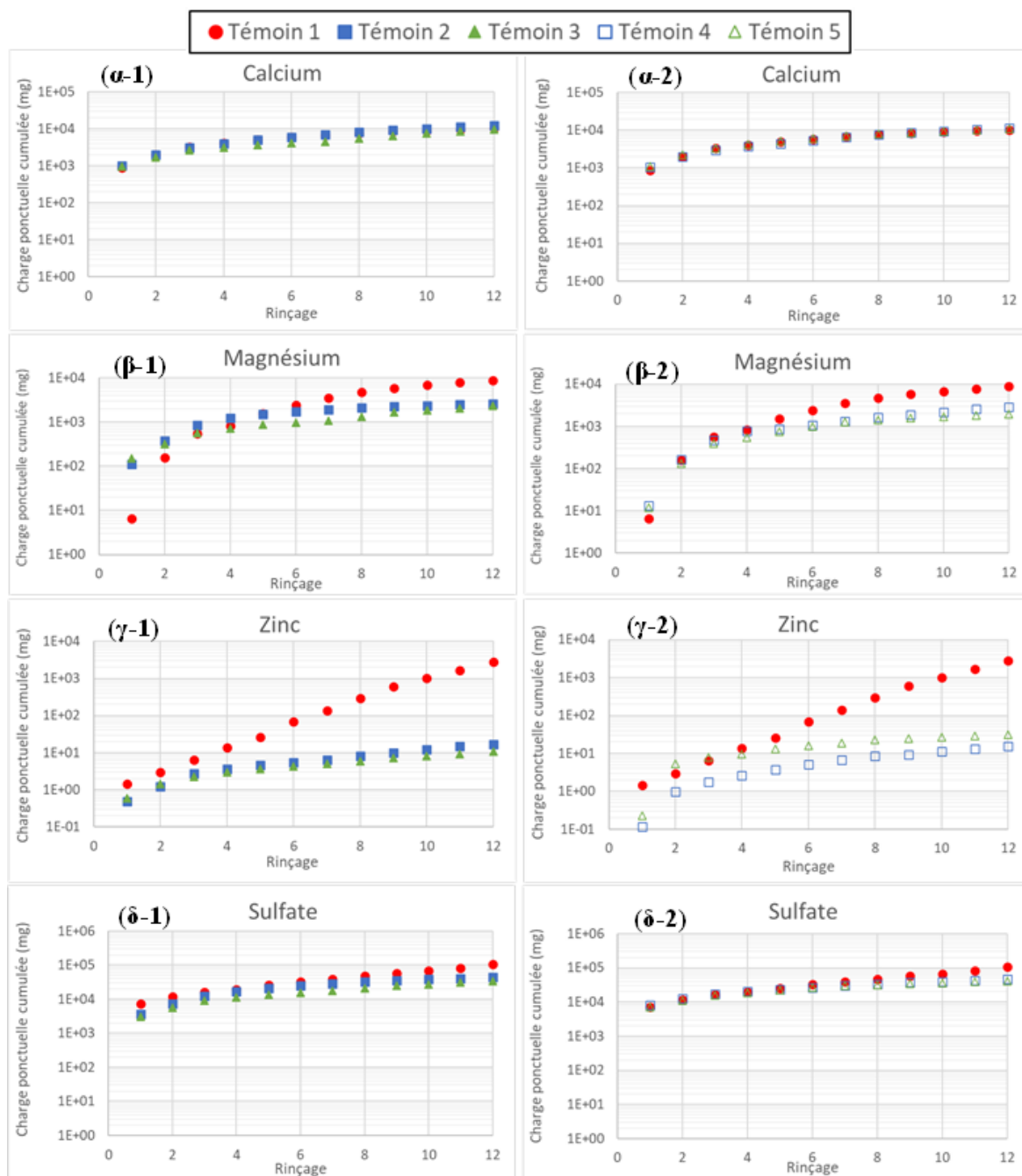


Figure 5.6 Résultats obtenus lors de la quantification chimique du (α) calcium; (β) magnésium; (γ) zinc; (δ) sulfate, pour (1^{ère} colonne) les colonnes amendées sur toute la hauteur et (2^{ème} colonne) les colonnes amendées sur les 20 premiers cm, comparativement à la colonne de résidus LaRonde seuls

La quantité totale en calcium atteint une valeur d'environ 10 000 mg pour les cinq colonnes. Les variations de mesure entre les colonnes ne sont pas significatives. La quantité finale en magnésium

lixivié est d'environ 10 000 mg pour la colonne T#1 et entre 2000 et 3000 mg pour les quatre autres colonnes (T#2, T#3, T#4, T#5). La quantité mesurée en magnésium dissout est plus importante dans la colonne T#1 car cet élément a un taux de dissolution plus élevée lorsque le pH est faible (autour de 2). Sur une période d'un an, la colonne T#1 a lixivié une quantité totale d'environ 3000 mg de zinc. Les colonnes T#2 et T#3 ont, quant à elles, lixivié une quantité totale en zinc entre 10 et 20 mg, tandis que les colonnes T#4 et T#5 en ont lixivié entre 10 et 30 mg. À un pH proche de la neutralité, comme c'est le cas pour les colonnes T#2, T#3, T#4 et T#5, le zinc est encore soluble, ce qui explique la présence en zinc dissout dans le lixiviat sortant de ces colonnes. La quantité totale en sulfate lixivié par la colonne T#1 est proche de 100 000 mg, alors qu'elle est d'environ 40 000 mg pour les colonnes T#2, T#3, T#4 et T#5. Cette diminution en sulfate coïncide avec l'augmentation du pH (Figure 1.5), qui passe d'environ 2,5 lorsque le résidu est exposé (T#1) à un pH d'environ 8 lorsqu'il est recouvert (T#2, T#3, T#4, T#5), ce qui ralentit l'oxydation des sulfures et la génération de sulfates.

Les matériaux post-démantèlement montrant des signes d'oxydation (zones de couleur ocre) par endroit, des calculs d'équilibre thermodynamique ont été effectués à l'aide du logiciel Vminteq v.3.1 (Gustafsson, 2013) utilisant une version modifiée de la base de données MINTEQA2 (Allison & Brown, 1991). L'objectif ici était de déterminer les possibles types de minéraux secondaires formés suite aux processus de neutralisation et d'oxydation. Pour la colonne T#1 l'analyse chimique du 14^{ème} rinçage (pH = 2,7) a été utilisée (Annexe H). Pour les autres colonnes (T#2, T#3, T#4, T#5) ce sont les analyses au 7^{ème} rinçage qui ont été utilisées, au moment où le pH était stable autour d'une valeur de 8 (Annexe H). Le but était d'évaluer les phases minérales possiblement présentes après un état avancé de l'oxydation des résidus (T#1) ou bien après stabilisation chimique du milieu, proche de la neutralité, par la présence d'amendement alcalin (T#2 à T#5). La balance ionique des calculs était inférieure à 10% pour l'ensemble des colonnes.

Ces calculs d'équilibre thermodynamiques suggèrent que le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) est près de l'équilibre (ou sursaturé) avec les lixiviats de toutes les colonnes, et que des minéraux de la famille des jarosites (hydroxysulfates) le soient également pour la colonne de résidus LaRonde (T#1). Il est donc possible que les concentrations en calcium et en sulfate dans les lixiviats soient en partie

contrôlées par la précipitation du gypse et des jarosites, ce qui aurait pour effet d'atténuer les différences entre les comportements géochimiques des colonnes pour ces deux espèces.

L'analyse des résultats chimiques des colonnes pour le calcium, magnésium, zinc et sulfates indiquent que les pierres calciques et dolomitiques ont toutes les deux la faculté de diminuer la lixiviation du zinc et du sulfate par la neutralisation de l'acide et l'augmentation du pH, réduisant la vitesse d'oxydation des sulfures (et donc la production du zinc et de sulfate). L'analyse de ces résultats ne permet pas cependant de distinguer le matériau étant le plus efficace. Les résultats obtenus par l'incorporation de l'amendement sur toute la couche de résidus sont similaires à ceux obtenus pour les colonnes avec une couche de 20 cm de résidus amendés, pour une année. Il est donc possible d'envisager un ajout d'amendement seulement à la surface de la couche des résidus miniers LaRonde, pour limiter les coûts de mise en place. Cependant, cette option permettra un effet neutralisant durant une plus courte période. Il y aurait donc lieu d'optimiser l'épaisseur de l'amendement en fonction du temps nécessaire avant l'installation d'un système de recouvrement.

5.3 Défis rencontrés au cours du projet

Lors de la planification d'un projet de recherche, l'une des étapes importantes est l'identification des problématiques qui pourraient être rencontrées. C'est ainsi qu'il a été déterminé que l'installation du GCB dans les colonnes expérimentales serait un défi. Des options ont été étudiées pour déterminer la meilleure méthode d'installation. D'autres problématiques sont survenues lors des essais en colonnes, comme le dysfonctionnement des sondes de teneur en eau volumique ou la période prolongée avant de récolter le lixiviat. Ces trois complications et les solutions trouvées sont discutées dans cette section.

5.3.1 Installation du GCB dans les colonnes expérimentales

L'une des difficultés de ce projet était de trouver une méthode pour installer le géocomposite bentonitique dans les colonnes sans nuire au déroulement de l'essai. L'objectif était de trouver une technique d'installation permettant d'éviter les pertes de fluide autour du GCB et une perte significative de bentonite avant sa mise en place. Comme mentionné à la section 3.4.2, il a fallu effectuer des tests qui ont notamment consisté en : (i) la recherche du temps t pour atteindre l'épaisseur maximale du GCB en gonflement libre dans une eau déionisée et, (ii) tester l'étanchéité

de la technique d'installation choisie. Les résultats des tests montrent que le GCB avait atteint une épaisseur hydratée maximum après 48h et que son installation entre deux sections de colonnes isolées par du silicone est une technique d'installation efficace (section 3.4.2).

Lors du démantèlement, il a été observé que les GCB avaient subi des dommages possiblement dus à la compaction de matériau au-dessus lors de la construction des colonnes (Figure 5.7).

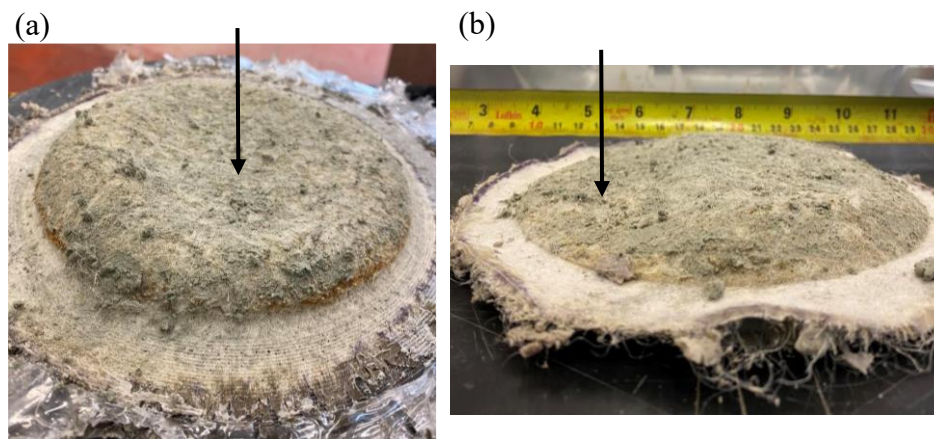


Figure 5.7 États des GCB post-démantèlement pour la colonne (a) Sc#2, écrasement central et rehaussement de bordure; (b) Sc#3, écrasement de l'un des côtés et rehaussement de l'autre côté

Cette déformation a engendré une hétérogénéité dans la répartition de la bentonite qui pourrait avoir un impact sur le comportement hydrogéologique du GCB (écoulement à travers le matériau). En analysant les données, il semble que cette modification n'est pas eue d'influence majeure sur la CEBC puisqu'elle avait un comportement similaire en début et en fin d'essai, sur l'année. Une mesure de conductivité hydraulique saturée a été faite sur l'un des GCB est a donné une valeur avec un ordre de grandeur de différence par rapport à la valeur initiale ($k_{\text{sat}}(\text{initiale}) < k_{\text{sat}}(\text{finale})$).

5.3.2 Sondes de teneur en eau volumique et de succion

Avant la construction des colonnes, chaque sonde de succion et de teneur en eau volumique (θ) a été testée dans le but de s'assurer de leur bon fonctionnement. Une calibration des sondes de teneur en eau volumique a également été effectuée afin de convertir les données lors de la compilation (Annexe B). Toutefois, après plusieurs de compilation de données, une irrégularité dans les teneurs en eau a été observée. En effet, les courbes indiquaient des valeurs non cohérentes avec les suctions mesurées dans la même période.

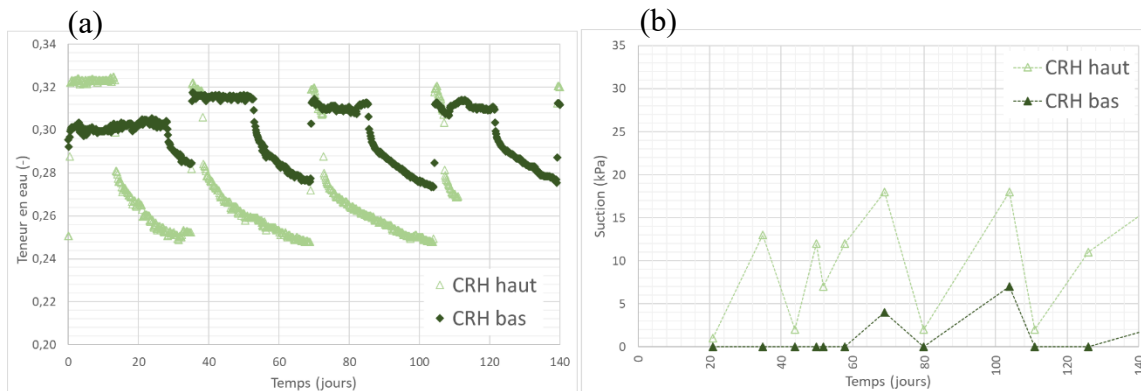


Figure 5.8 Évolution de (a) la teneur en eau volumique; (b) de la succion, pour 4 cycles de rinçage mesuré dans la colonne Sc#2

La Figure 5.8 montre un exemple de l'évolution de la teneur en eau volumique (gauche) et de la succion (droite) durant quatre cycles de rinçage. Il est possible de voir que les courbes de teneurs en eau volumique indiquent des périodes de désaturation pour la partie inférieure de la couche de rétention d'humidité (CRH bas), alors que la succion est quasi-constante tout au long de l'essai à une valeur proche de 0 kPa. De plus, les valeurs de teneur en eau volumique mesurées au démantèlement ne correspondent pas à celles mesurées par la sonde (voir Chapitre 4).

Plusieurs hypothèses ont été émises pour expliquer ces différences, dont :

- L'influence des sondes entre elles : deux sondes sont installées au même niveau dans une colonne de 14 cm de diamètre. Il faut également que chaque sonde soit centrée pour limiter les interférences avec les parois de la colonne. Les sondes peuvent donc générer une interférence entre elles.
- Mauvais compactage près des sondes : l'espace entre les sondes a été moins bien compacté afin de ne pas les briser. Il est donc possible que le contact entre le sol et la sonde ne soit pas parfait et que des vides entre le sol et la sonde induisent des baisses fictives de la teneur en eau volumique.

Une défectuosité des sondes : certaines d'entre elles ne fonctionnaient plus vers la fin de l'essai. Il est donc possible que celles encore actives soient en voie de devenir défectueuses.

5.3.3 Période entre le rinçage des colonnes et la récupération du lixiviat

Lors du premier rinçage des colonnes expérimentales, il a été remarqué qu'une infime partie de l'eau de rinçage avait coulé des colonnes avec CEBC, après 24 h (temps typique pour récupérer le lixiviat). Il a également été remarqué que le temps d'écoulement était beaucoup plus long pour les colonnes contenant un GCB (Sc#2 et Sc#3), que celle sans GCB (Sc#1). C'est pourquoi il a été décidé de collecter le lixiviat de la colonne Sc#1 après une semaine de rinçage. Les lixiviats des colonnes Sc#2 et Sc#3 ont été récupérés après 5 semaines de rinçage, au moment de réaliser le rinçage du cycle suivant. Par un souci de gestion efficace des échantillons liquides et d'utilisation d'équipements de laboratoire, il a été décidé de collecter les lixiviats des cinq colonnes témoins en même temps que celui de Sc#1, c'est-à-dire après une semaine de repos.

Une surveillance de l'évolution des mesures électrochimiques et chimiques des colonnes T#1, Sc#1, Sc#2 et Sc#3 (voir description à la section 3.4.5) a été effectuée afin d'évaluer l'impact du temps de repos avant récolte du lixiviat. Le principe était d'effectuer des mesures de pH, Eh, conductivité électrique et des analyses chimiques à intervalle régulier après le rinçage. Pour les colonnes dont la période d'attente était d'une semaine (T#1 et Sc#1), un échantillon par jour a été analysé pour un total de 5 échantillons. Pour les colonnes dont la période d'attente était de 5 semaines (Sc#2 et Sc#3), un échantillon par semaine a été analysé pour un total de 5 échantillons. Le dernier échantillon de chaque colonne correspond à celui habituellement récupéré dans l'essai en colonne. Les analyses électrochimiques et chimiques, obtenues lors de la surveillance, ont montré que la qualité de l'eau est restée à peu près la même (dans l'écart d'incertitude; Annexe G). La méthode de récolte des échantillons liquides utilisée pour évaluer le comportement géochimique des colonnes expérimentales est donc justifiée.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'objectif principal de ce projet est de modifier physiquement la CEBC et/ou chimiquement les résidus miniers fortement réactifs pour améliorer la performance de la CEBC en présence de ce type de rejets miniers. Des approches de modifications physiques de la CEBC et géochimiques des résidus miniers ont été proposées et trois scénarios ont été élaborés. Un premier scénario consiste en la modification de la structure de la CEBC par l'ajout d'un GCB à la base de la couche de rétention d'humidité et un deuxième scénario ayant pour but de modifier géochimiquement les résidus miniers par l'ajout d'un amendement avec de la pierre calcaire. Le troisième scénario est une combinaison des modifications physique et géochimique. Pour atteindre cet objectif, un total de huit essais en colonne instrumentées ou non a été réalisé. Cinq de ces colonnes (non instrumentées) ont servi de témoins, tandis que les trois autres (instrumentées) ont permis de simuler des scénarios de restauration modifiés. Une surveillance hydrogéologique et géochimique a été réalisée durant une année.

6.1 Principales conclusions

La réalisation des essais en colonne et l'analyse et l'interprétation des données hydrogéologiques et chimiques récoltées ont permis d'en venir aux conclusions suivantes :

- Les mesures prises lors de la surveillance hydrogéologique des colonnes expérimentales avec CEBC ont permis de démontrer qu'une bonne sélection des matériaux a été faite initialement (selon leurs propriétés non saturées). En effet, le comportement hydrogéologique a été typique d'une CEBC efficace avec des teneurs en eau faibles dans les deux couches de sable et des valeurs plus élevées dans la couche de rétention d'humidité (CRH). Cela démontre que des effets de barrière capillaire sont présents aux interfaces et permettent à la couche centrale (CRH) de conserver une teneur en eau élevée et de limiter la migration d'oxygène jusqu'aux résidus.
- La modification par ajout d'une couche de résidus amendés à la dolomie (PN/PA=3) mise en place sur la couche de résidus miniers réactifs est efficace à court terme pour contrôler le DMA des résidus réactifs. Le pH était proche de la neutralité (autour de 8) tout au long de l'essai. Comparativement à la colonne avec du résidu minier exposé, les quantités en

sulfates générées étaient 2,5 fois moins importantes et celles en zinc et cuivre étaient 100 fois moins importantes. Les concentrations en fer se sont stabilisées à des valeurs inférieures à 1 mg/L à la fin de l'essai. Toutefois, les images obtenues au MEB sur des échantillons post-démantèlement montrent des grains de dolomite perforés dus à un état de dissolution avancé, ce qui laisse supposer que le pouvoir de neutralisation s'épuise et qu'à moyen terme, il est possible que la génération de DMA redémarre. À noter que des tests supplémentaires ont montré que la performance du calcaire est équivalente à celle de la dolomie sur une période d'un an. La dolomie a été sélectionnée dans cette étude en raison de sa disponibilité et de la proximité géographique du fournisseur par rapport au lieu d'étude.

- L'ajout de la couche de résidus amendés sous la CEBC augmente la performance à contrôler le DMA. Les concentrations en métaux dissous et sulfates étaient plus faibles que celles mesurées dans la colonne avec couche amendée exposée. Les images du MEB montrent que, comparativement à la colonne amendée sans recouvrement, les grains de carbonates sont mieux conservés. Ceci suggère que la durée de vie de l'amendement alcalin est plus élevée grâce à la CEBC.
- La modification par ajout d'un GCB à la base de la CRH modifie le comportement hydrogéologique de la CEBC et la rend encore plus efficace pour contrôler la migration d'oxygène. La présence du GCB diminue la succion (donc augmente la teneur en eau) au sein de la CRH par rapport à une CEBC typique. Au sein de la CEBC sans GCB, la partie inférieure de la couche de rétention d'humidité avait atteint une valeur maximale de 25 kPa alors qu'en présence du GCB, la valeur s'était stabilisée proche de 0 kPa pour toute la période de l'essai. Le GCB permet donc d'augmenter la capacité de rétention d'eau de la CRH et d'y maintenir un état quasi saturé.
- La modification par ajout combiné d'un GCB et d'une couche amendée est, tel qu'on pouvait s'y attendre, également efficace. Les résultats n'ont cependant pas permis de démontrer une différence importante par rapport aux deux autres types de modifications (GCB seul et couche amendée seule).

Les trois scénarios de CEBC modifiée sont performants pour limiter la lixiviation des métaux (fer, zinc, cuivre). Ils permettent d'atteindre des concentrations en fer et zinc dissous inférieures à celles

obtenues en présence d'une CEBC typique, mais toujours en deçà des attentes réglementaires pour le zinc. Les concentrations en sulfates provenant des trois scénarios sont encore élevées (> 1000 mg/L). L'hypothèse émise est qu'au vu de la durée de l'essai (1 an), les sulfates pourraient provenir en majorité de la couche de rétention d'humidité constituée de résidus de la mine Goldex. La génération de sulfates ne peut donc pas être utilisée comme indicateur d'évaluation de la performance du recouvrement, puisque les concentrations ne viennent pas uniquement des résidus miniers réactifs à l'étude.

La principale originalité de ce projet consistait à apporter des modifications physique (pour la CEBC) et/ou chimique (aux rejets fortement réactifs) afin de réduire le risque de génération de contaminants dans l'environnement suite à la restauration. Cette approche n'avait jamais été testée auparavant. Les résultats prometteurs ouvrent de nouvelles opportunités pour les compagnies minières confrontées aux défis associés à la gestion de ce type de rejet problématique.

6.2 Recommandations

Ce projet de recherche a permis d'évaluer et de confirmer que les modifications physique et/ou chimique apportées à la CEBC permettent d'améliorer la performance du système de recouvrement. Les résultats nous permettent de proposer certaines recommandations pratiques et d'identifier des aspects de l'étude qui mériteraient d'être poussés plus loin :

- Les mines en exploitation générant des résidus fortement réactifs auraient avantage à évaluer la possibilité d'intégrer de l'amendement alcalin, telle la pierre calcaire, dans les parcs à résidus. Cela permettrait d'augmenter le potentiel de neutralisation à court terme, de limiter les coûts liés au traitement des eaux et de faciliter la restauration à long terme en évitant une oxydation préalable importante.
- Des modélisations de type transport réactif pourraient être réalisées en utilisant les données de cette étude comme données initiales. Une fois un modèle calibré et validé, les paramètres comme le ratio PN/PA, l'épaisseur de couches du recouvrement ou encore les propriétés initiales du résidu pourraient être modifiés afin d'en évaluer l'influence sur la performance de la CEBC. Une simulation numérique considérant les conditions climatiques actuelles et futures pourrait également être faite pour pousser l'étude plus loin.

- À l'échelle du laboratoire, il serait intéressant d'évaluer l'efficacité d'autres amendements alcalins, comme les déchets alcalins industriels. Si ces déchets démontrent une bonne efficacité, les mines pourraient envisager de les utiliser comme matériaux neutralisants permettant ainsi de les recycler (concept de l'économie circulaire).
- À l'échelle de terrain, il serait intéressant de construire des cellules expérimentales avec les mêmes configurations de recouvrement afin d'évaluer l'impact du changement d'échelle et des conditions climatiques réelles (comme la température et la pression partielle du CO₂ atmosphérique). Ces essais pourraient également durer plus d'un an pour évaluer le comportement des scénarios à plus long terme.
- Des travaux supplémentaires sur le GCB, lorsque mis en place dans un contexte minier, seraient intéressants à réaliser. La revue de littérature a montré qu'il est peu étudié en tant que composante d'un recouvrement minier.
- Il serait également recommandé de qualifier et de quantifier la partie de sulfates générée par le résidu fortement réactifs seul en utilisant d'autres méthodes, comme une analyse plus fondamentale sur les types d'oxydation existante. À l'échelle du laboratoire, il serait intéressant de reproduire les scénarios de CEBC modifiées en remplaçant le matériau réactif de la CRH par un ne l'étant pas (tel qu'un silt naturel). Cela limiterait la contamination liée à la CRH.

Enfin, les travaux de cette étude montrent que d'aller chercher les dernières fractions de pourcentage d'efficacité est un défi important à relever. Ce défi pourrait faire partie des objectifs de travaux futurs. La présente étude ne s'est pas attardée aux coûts des options testées puisque l'objectif premier était de d'abord évaluer leur capacité technique à contrôler la contamination de l'eau. Il serait donc recommandé de réaliser une étude technico-économique qui permettrait de comparer entre elles les options testées dans cette étude.

RÉFÉRENCES

- Aachib, M. (1997). *Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA* [Thèse de doctorat 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(1-4), 163-193.
- Abuel-Naga, H., & Bouazza, A. (2010). A novel laboratory technique to determine the water retention curve of geosynthetic clay liners. *Geosynthetics International*, 17(5), 313-322.
- Adam, K., Kourtis, A., Gazea, B., & Kontopoulos, A. (1997). Evaluation of static tests used to predict the potential for acid drainage generation at sulfide mine sites. *Transactions of the Institutions of Mining and Metallurgy, Section A: Mining Technology* 106, A1-A8.
- Adu-Wusu, C., & Yanful, E. K. (2006). Performance of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle Mine, Ontario. *Canadian Geotechnical Journal*, 43(1), 1-18.
- Adu-Wusu, C., & Yanful, E. K. (2007). Post-closure investigation of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle Mine, Ontario. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(4), 496-506.
- Aïtcin, P.-C., Génèreux, F., Jolicoeur, G., & Maurice, Y. (2012). *Technologie des granulats* (3e éd.). Modulo.
- Alakangas, L., Kaasalainen, H., Maurice, C., Nyström, E., & Nigéus, S. (2019). *StopOx, Utilization of industrial residuals for prevention of sulfide oxidation in mine waste* Lulea University of Technology <http://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1346937&dswid=-5>
- Allison, J. D., & Brown, D. S. (1991). *MINTEQA2/PRODEFA2, A geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0, User's Manual*. U.S. Environmental Protection Agency.
- Ammou, M., Aucouturier, M., Blaise, G., Chomel, P., Contour, J. P., David, D., . . . Sauvage Simkin, M. (1989). *Microcaractérisation des solides: méthodes d'observation et d'analyse* (Valbonne: CRAM, LPSES, CNRS^e éd.). Centre de ressources.
- Anderson, D. M., & Hoekstra, P. (1965). Migration of interlamellar water during freezing and thawing of Wyoming bentonite. *Soil Science Society of America Journal*, 29, 498-504.
- Andrina, J. (2009). *Physical and geochemical behavior of mine rock stockpiles in high rainfall environment* [Thèse de doctorat, The University of British Columbia].
- APHA. (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (19^e éd.). American Public Health Association
- APHA. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23^e éd.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

- Arvidson, R. S., Ertan, I. E., Amonette, J. E., & Luttge, A. (2003). Variation in calcite dissolution rates: A fundamental problem ? *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(9), 1623-1634.
- Arya, L. M., & Paris, J. F. (1981). A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data. *Soil Science Society of America Journal*, 45, 1023-1030.
- Askarinejad, A., Back, A., Casini, F., & Springman, S. M. (2012). Unsaturated hydraulic conductivity of a silty sand with the instantaneous profil method. Dans C. Mancuso, C. Jommi, & F. D'Onza (édit.), *Unsaturated soils: research and applications*, volume 2 (p. 215-220). Springer.
- ASTM. (2000). *Standard test method for capillary-moisture relationship for fine-textured soils by pressure-membrane apparatus* (Norme ASTM D3152-72).
- ASTM. (2006). *Standard test method for specific gravity of soil solids by gas pycnometer* (Norme ASTM D5550-06).
- ASTM. (2007). *Standard test method for particle-size analysis of soils* (Norme ASTM D422-63).
- ASTM. (2009). *Standard test method for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis* (Norme ASTM D6913-04).
- ASTM. (2011). *Standard test method of the determination of the modulus and damping properties of soils using the cyclic triaxial apparatus* (Norme ASTM D3999/D3999M-11).
- ASTM. (2015). *Standard test method for measurement of hydraulic conductivity of porous material using a rigid wall, compaction-mold permeameter* (Norme ASTM D5856-15).
- ASTM. (2019). *Standard test method for permeability of granular soils (constant head)* (Norme ASTM D2434-19).
- ASTM. (2019a). *Standard test method for permeability of granular soils (constant head)* (Norme ASTM D2434-19).
- ASTM. (2019b). *Standard test method for measuring the nominal thickness of geosynthetics* (Norme ASTM D5199-12).
- ASTM. (2019c). *Standard test method for swell index of clay mineral component of geosynthetic clay liners* (Norme ASTM D5890-19).
- ASTM. (2020). *Standard test method for measurement of index flux through saturated geosynthetic clay liner specimens using flexible wall permeameter* (Norme ASTM D5887/D5887M-20).
- ASTM. (2022). *Standard test method for measuring mass per unit area of geosynthetic clay liners* (Norme ASTM D5993-18).
- Aubertin, M., Aachib, M., & Authier, K. (2000). Evaluation of diffusive gaz flux through covers with GCL. *Geotextiles and Geomembranes*, 18, 215-233. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(99\)00028-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0266-1144(99)00028-X)
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A. M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (1997). *Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers*. CANMET Secretariat.

- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R. P., & Crespo, J. R. (1996a). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie (Orléans)*, 1, 3-14.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers* (Presses Internationales Polytechniques^e éd.). [https://doi.org/\[manuel sur CD-rom\]](https://doi.org/[manuel sur CD-rom])
- Aubertin, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (1996b). Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 33, 470-482. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/t96-068>
- Aubertin, M., Bussière, B., Joanes, A. M., Monzon, M., Gagnon, D., Barbera, J. M., . . . Bernier, L. (1999). *Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers, Phase II: essais en place* CANMET Secretariat.
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., & Mbonimpa, M. (14-18 août 2016). *Review of reclamation techniques for acid generating mine wastes upon closure of disposal sites* [Communication de conférence]. Geo-Chicago 2016, Chicago, Illinois.
- 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* (Projet 2.22.2a). NEDEM/MEND. <http://www.mend-nedem.org>
- 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.
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., & Maqsood, A. (14-17 juin 2015). *Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA* [Communication de conférence]. Symposium sur l'environnement et les mines Rouyn-Noranda, Québec.
- Aubertin, M., Ricard, J. F., & Chapuis, R. P. (1998). A predictive model for water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35, 55-69.
- Awoh, A. S., Mbonimpa, M., & Bussière, B. (2021). Water covers. Dans B. Bussière & M. Guittoumy (édit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 135-166). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Awoh, A. S., Mbonimpa, M., Bussière, B., Plante, B., & Bouzahzah, H. (2014). Laboratory study of highly pyritic tailings submerged beneath a water cover under various hydrodynamic conditions. *Mine Water and the Environment*, 33(3), 241-255.
- Baker, F. G., Veneman, P. L. M., & Bouma, J. (1974). Limitations of instantaneous profile method for field measurement of unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 38(6), 885-888.
- Bannour, H., Sloltz, G., Delage, P., & Touze-Foltz, N. (2014). Effect of stress on water retention of geosynthetic clay liners. *Geotextiles and Geomembranes*, 42, 629-640.
- Barrie, J. D., & Hallberg, K. B. (2005). Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the total environment*, 228, 3-14.

- Barroso, M. (2005). *Fluid migration through geomembrane seams and through the interface between geomembrane and geosynthetic clay liner* [Doctorat thesis, Joseph-Fourier University].
- Beddoe, R. A., Take, W. A., & Rowe, R. K. (2011). Water-retention behavior of geosynthetic clay liners *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 137(11), 989-1131.
- Bellaloui, A., Chtaini, A., Ballivy, G., & Narasiah, S. (1996). Stabilisation des résidus miniers acides à l'aide des poussières de four de cimenterie comme source basique. Dans C. d. r. minérales (édit.), *NEDEM 1996: Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier*, 29-30 octobre 1996.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., & 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.
- Bernier, L., Bédard, R. C., Lemieux, J., & Latour, F. (15-18 mai 2005). *Plan de fermeture et restauration du parc à résidus miniers de la mine Bouchard-Hébert* [Communication de conférence]. Symposium sur l'environnement et les mines Rouyn-Noranda, Québec
- Bertocchi, A. F., Ghiani, M., Peretti, R., & Zucca, A. (2006). Red mud and fly ash for remediation of mine sites contaminated with As, Cd, Cu, Pb and Zn. *Journal of hazardous materials*, B134, 112-119.
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., & Weisener, C. G. (2003). The geochemistry of acid mine drainage *Treatise on Geochemistry* 9, 149-204. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/09137-4>
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., Weisener, C. G., Paktunc, D., Gould, W. D., & Johnson, D. B. (2014). The geochemistry of acid mine drainage. *Treatise on Geochemistry (Second Edition)*, 11, 131-190.
- Bouazza, A. (2002). Geosynthetic clay liners. *Geotextiles and Geomembranes*, 20(1), 3-17.
- Bouazza, A., Jefferis, S., & Vangpaisal, T. (2007). Investigation of the effects and degree of calcium exchange on the Atterberg limits and swelling of geosynthetic clay liners when subjected to wet-dry cycles. *Geotextiles and Geomembranes*, 25, 170-185.
- Bouzahzah, H. (2013). *Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Bowerman, A. G., & Redente, E. F. (1998). Biointrusion of protective barriers at hazardous waste sites *Journal of Environmental Quality*, 27, 625-632.
- Brooks, R. H., & Corey, J. C. (1964). *Hydraulic properties of porous media* (A14407599281). Colorado State University Fort Collins chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.wipp.energy.gov/library/cra/2009_cra/references/Others/Brooks_Corey_1964_Hydraulic_Properties_ERMS241117.pdf

- Burdine, N. T. (1953). Relative permeability calculations from pore-size distribution data. *Petroleum Transaction of the American Institute of Mining Engineering* 198, 71-77.
- Bussière, B. (1999). *Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques* [Thèse de doctorat École Polytechnique de Montréal].
- Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44, 1019-1052. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/T07-040>
- Bussière, B., & Aubertin, M. (13-17 september 1999). *Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage: an in situ experiment* Proceedings of the Sudbury '99, Mining and the Environment II, Sudbury, Ontario (Laurentian University).
- Bussière, B., Aubertin, M., & Chapuis, R. P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 512-535. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/t03-001>
- Bussière, B., Aubertin, M., & Julien, M. (2001). Couvertures à effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide, aspects théoriques et pratiques. *Vecteur Environnement* 34(3), 37-50.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., & Chapuis, R. P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behavior of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44, 245-265. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/t06-120>
- Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G. J., Potvin, R., & Benzaazoua, M. (2005). Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées. *Proceedings of the Symposium* 1-29.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Lelièvre, J., Bois, D., & Servant, S. (1998). *Valorisation des résidus miniers, Une approche intégrée, Phase II* (Rapport final URSTM-UQAT). Ministère des ressources naturelles du Québec.
- 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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00254-003-0919-6>
- Bussière, B., & Guittonny, M. (2021). *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (1^e éd.). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Bussière, B., Lelièvre, J., Ouellet, J., & Bois, D. (1995). *Utilisation de résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA: analyse technico-économique sur deux cas réels* Proceedings of Sudbury'95, Conference on Mining and the Environment, Sudbury, ON, 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, Québec. *CIM Bulletin* 1(6), 1-11. <https://store.cim.org/en/performance-of-the-oxygen-limiting-cover-at-the-lta-site-malartic-quebec>

- Bussière, B., Nicholson, R. V., Aubertin, M., & Servant, S. (1997). *Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: column tests investigation* [Communication de conférence]. Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC.
- Bussière, B., Pabst, T., Boulanger-Martel, V., Guittonny, M., Plante, B., Neculita, C. M., . . . Labonté-Raymond, P.-L. (2021). Monitoring the performance of mine site reclamation Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 225-269). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A. M., Aubertin, M., Maqsoud, A., & Cyr, J. (2009). Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec: Résultats de 10 ans de suivi. *Déchets, sciences et technologies*, 54, 49-64.
- Catalan, L. J. J., Buset, K. C., & Yin, G. (2002). Reactivity of oxidized sulfidic mine tailings during lime treatment. *Environmental Science & Technology*, 36(12), 2766-2771.
- Catalan, L. J. J., & Yin, G. (2003). Comparison of calcite to quicklime for amending partially oxidized sulfidic mine tailings before flooding. *Environmental Science & Technology*, 37(7), 1408-1413. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/es020781z>
- Chapuis, R. P. (2012). Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 71, 401-434.
- Chapuis, R. P., Masse, I., Madinier, B., & Aubertin, M. (2006). A drainage column test for determining unsaturated properties of coarse materials. *Geotechnical Testing Journal*, 30(2), 83-89. <https://doi.org/10.1520/GTJ100385>
- Chevé, N. (2019). *Évaluation de la performance des géocomposites bentonitiques comme barrière aux fluides dans un contexte de recouvrement minier* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Chevé, N., & Bussière, B. (2019). *Hydrogeological properties of geosynthetic clay liners permeated with synthetic acid mine drainage* Proceedings of the 72th Canadian Geotechnical Conference, St John's, Canada.
- Childs, E. C., & Collis-Georges, G. N. (1950). The permeability of porous materials. *Proceedings of the Royal Society of London, Series A, A Mathematical and Physical Sciences*, 201, 392-405.
- Chtaini, A., Bellaloui, A., Ballivy, G., Narasiah, S., Lalancette, J., & Bilodeau, C. (1996). Étude en laboratoire du contrôle du drainage minier acide par les boues alcalines des usines des pâtes et papiers. Dans C. d. r. minérales (édit.), *NEDEM 1996: Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier*, 29-30 octobre.
- Chtaini, A., Bellaloui, A., Ballivy, G., Narasiah, S., Lalancette, J., & Bilodeau, C. (1997). A study of acid mine drainage control by addition of a alkaline mill paper waste. Dans *Proceedings of the Fourth International Conference on acid rock drainage, vol III* (p. 1145-1161).
- Collin, M. (1998). *The Bersbo Pilot Project Numerical simulation of water and oxygen transport in the soil covers at mine waste deposits* (Rapport N°4763). Swedish Environmental Protection Agency.

- Collin, M., & Rasmuson, A. (1987). Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Licenciate Treatise. Royal Institute of Technology. Department of Chemical Engineering. S-10044 Stockholm, Sweden.*
- Dagenais, A. M., Aubertin, M., Bussière, B., & Cyr, J. (2005). Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration. *SME Transactions*, 318, 190-200.
- Dane, J. H., & Topp, G. C. (2002). Methods of soil analysis, Part 3-Physical methods., SSSA Book Series: 5, SSSA. Inc., ASA, Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Darcy, H. (1856). *Les fontaines publiques de la ville de Dijon*. Victor Dalmont.
- Davé, N. K., & Paktunc, D. (14-17 juillet 2003). *Surface reactivity of high-sulfide copper mine tailings under shallow water cover conditions* Proceedings of the 6th ICARD, Cairns, Queensland, Australia.
- Davis, A., Eary, L. E., & Helgen, S. (1999). Assessing the efficacy of lime amendment to geochemically stabilize mine tailings. *Environmental Science & Technology*, 33(15), 2626-2632.
- DecagonDevicesInc. (2009). *Application note - ECH2O Dielectric probes vs. Time Domain Reflectometers (TDR)* (13397-02).
- Demers, I. (2008). *Utilisation de la désulfuration environnementale dans la restauration de parcs à rejets miniers* [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal].
- Demers, I., Bussière, B., Aachib, M., & Aubertin, M. (2011). Repeatability evaluation of instrumented column tests in cover efficiency evaluation for the prevention of acid mine drainage. *Water, Air and Soil Pollution*, 219, 113-128.
- 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.
- Demers, I., & Pabst, T. (2021). Covers with capillary barrier effects. Dans B. Bussière & M. Guittouy (édit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 167-186). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Dolgaleva, I. V., Gorichev, I. G., Izotov, A. D., & Stepanov, V. M. (2005). Modeling of the effect of pH on the calcite dissolution kinetics. *Theoretical Foundations of Chemical Engineering*, 39(6), 614-621.
- Doye, I. (2005). *Évaluation de la capacité de matériaux industriels alcalins à neutraliser des résidus et stériles miniers acides* [Thèse de doctorat, Université de Laval].
- Doye, I., & Duchesne, J. (2003). Neutralisation of acid mine drainage with alkaline industrial residues: laboratory investigation using batch-leaching tests. *Applied Geochemistry*, 18, 1197-1213.
- Egloffstein, T. A. (2001). Natural bentonites influence of the ion exchange and partial desiccation on permeability and self-healing capacity of bentonites used in GCLs. *Geotextiles and Geomembranes*, 19(7), 427-444.

- Eigenbrod, K. D. (2003). Self-healing in fractured fine-grained soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(2), 435-449.
- Elberling, B., & Damgaard, L. R. (2001). Microscale measurements of oxygen diffusion and consumption in subaqueous sulfide tailings. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65(12), 1897-1905.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., Reardon, E. J., & Tibble, P. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal*, 13, 375-383.
- Elghali, A. (2018). *Effet de la libération minérale et des oxy-hydroxydes de fer sur le comportement géochimique des rejets miniers sulfureux* [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal].
- Elghali, A., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Genty, T. (2019). In situ effectiveness of alkaline and cementitious amendments to stabilize oxidized acid-generating tailings. *Minerals*, 9(5), 314-334. [https://doi.org/https://doi.org/10.3390/min9050314](https://doi.org/10.3390/min9050314)
- Espana, J. S., Pamo, E. L., Pastor, E. S., Andrés, J. R., & Rubi, J. A. M. (2006). The removal of dissolved metals by hydroxysulphate precipitates during oxidation and neutralisation of acid mine waters, Iberian Pyrite Belt. *Aquatic Geochemistry* 12(3), 269-298.
- Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., & Pabst, T. (2018). In situ evaluation of the performance of the reclamation measures implemented on an abandoned reactive tailings disposal site. *Revue canadienne de géotechnique* 55(12), 1742-1755.
- Eusden, J. D. J., Gallagher, L., Eighmy, T. T., Crannell, B. S., Krzanowskic, J. R., Butler, L. G., . . . Francis, C. A. (2002). Petrographic and spectroscopic characterization of phosphate-stabilized mine tailings from Leadville, Colorado. *Waste Management*, 22, 117-135.
- Evangelou, V. P. (1995). Potential microencapsulation of pyrite by artificial inducement of ferric phosphate coatings. *Journal of Environmental Quality*, 24(3), 535-542.
- Fredlund, D. G., & Rahardjo, H. (1993). *Soil mechanics for unsaturated soils*. John Wiley & Sons.
- Fredlund, D. G., Rahardjo, H., & Fredlund, M. D. (2012). *Unsaturated soil mechanics in engineering practice*. John Wiley & Sons, Inc.
- Fredlund, D. G., Xing, A., & Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), 533-546.
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall Inc.
- Ganjugunte, G. K., Sheng, Z., & Clark, J. A. (2012). Evaluating the accuracy of soil water sensors for irrigation scheduling to conserve freshwater. *Applied Water Science*, 2, 119-125. [https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s13201-012-0032-7](https://doi.org/10.1007/s13201-012-0032-7)
- Gardner, W. R. (1958). Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with application to evaporation from a water table. *Soil Science*, 85, 228-232.

- Genty, T., Bussière, B., Potvin, R., Benzaazoua, M., & Zagury, G. J. (2011). Dissolution of calcitic marble and dolomitic rock in high iron concentrated acid mine drainage: application to anoxic limestone drains. *Environmental Earth Science*, 66, 2387-2401. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s12665-011-1464-3>
- Gervais, P. (2017). *Rapport du projet d'application* [Rapport de DESS, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda].
- Groupe6NAPSE. (2023). *Analyse par chromatographie ionique en laboratoire*. <https://6-napse.com/equipements/chromatographie-ionique/#:~:text=Principe%20de%20la%20chromatographie%20ionique&text=Son%20principe%20est%20simple%2C%20la,n%C3%A9gativement%20pour%20s%C3%A9parer%20les%20cations>).
- Guittonny, M. (2021). Revegetation of mine sites. Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 297-319). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Gustafsson, J. P. (2013). *Visual MINTEQ, version 3.1*. <https://vminteq.com/>
- Guyonnet, D., Touze-Foltz, N., Norotte, V., Pothier, C., Didier, G., Gailhanou, H., . . . Warmont, F. (2009). Performance-based indicators for controlling geosynthetic clay liners in landfill applications. *Geotextiles and Geomembranes*, 27, 321-331.
- Hamblin, C. (2-3 décembre 2009). *The rehabilitation of the Kam Kotia site: An exercise in cover construction and water management* [Communication de conférence]. 16th British Columbia MEND Metal leaching / Acid rock drainage workshop, Vancouver, BC. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/<https://bc-mlard.ca/files/presentations/2009-20-HAMBLIN-rehab-kam-kotia-mine-site.pdf>
- Hernandez Orellana, A. M. (2007). *Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Hillel, D. (1998). *Environmental soil physics fundamentals, applications, and environmental considerations*. Academic Press.
- Hillel, D. (2004). *Introduction to environmental soil physics*. Elsevier Academic Press.
- Holmström, H., Ljungberg, J., & Öhlander, B. (1999). Role of carbonates in mitigation of metal release from mining waste, Evidence from humidity cells tests. *Environmental Geology* 37(4), 267-280.
- Holtz, R. D., & Kovacs, W. D. (1991). *Introduction à la géotechnique*. Presses inter Polytechnique.
- Hotton, G. (2019). *Influence des changements climatiques sur la performance de couverture à effets de barrière capillaire: étude du cas Lorraine* [Mémoire de maîtrise École Polytechnique de Montréal].
- Hotton, G., Bussière, B., Pabst, T., Bresson, E., & Roy, P. (2020). Influence of climate change on the ability of a cover with capillary barrier effects to control acid generation *Hydrogeology Journal*, 28(2), 763-779.

- INAP, T. I. N. f. A. P. (2012). *Global acid rock drainage guide*
http://www.gardguide.com/index.php?title=Main_Page
- Jia, Y., Maurice, C., & Öhlander, B. (2014). Effect of the alkaline industrial residues fly ash, green liquor dregs, and lime mud on mine tailings oxidation when used as covering material *Environmental Earth Science*, 72, 319-334.
- Jo, H. Y., Benson, C. H., & Edil, T. (2004). Hydraulic conductivity and cation exchange in non-prehydrated and prehydrated bentonite permeated with weak inorganic salt solutions. *Clays and Clay Minerals* 52(6), 661-679.
- Jo, H. Y., Katsumi, T., Benson, C. H., & Edil, T. B. (2001). Hydraulic conductivity and swelling of nonprehydrated GCLs permeated with single-species salt solutions. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 127(7), 557-567.
- Jönsson, J., Persson, P., Sjöberg, S., & Lövgren, L. (2005). Schwertmannite precipitated from acid mine drainage: phase transformation, sulphate release and surface properties. *Applied Geochemistry*, 20(1), 179-191.
- Jurjovec, J., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2002). Acid neutralization mechanisms and metal release in mine tailings: A laboratory column experiment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66(9), 1511-1523.
- Jurjovec, J., Ptacek, C. J., Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (2003). The effect of natrojarosite addition to mine tailings. *Environmental Science & Technology*, 37(1), 158-164.
- Kalonji-Kabambi, A. (2014). *Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effet de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Kalonji-Kabambi, A. (2020). *Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique de recouvrements faits de matériaux miniers pour contrôler la contamination provenant de résidus miniers fortement réactifs* [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal].
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2017). Hydrogeological behavior of cover with capillary barrier effect made of mining materials. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35, 1199-1220. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10706-017-0174-3>
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2020a). Hydrogeochemical Behavior of Reclaimed Highly Reactive Tailings, Part 1: Characterization of Reclamation Materials. *Minerals*, 10(7). <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/min10070596>
- Kalonji-Kabambi, A., Demers, I., & Bussière, B. (2020b). Reactive transport modeling of the geochemical behavior of highly reactive tailings in different environmental conditions *Applied Geochemistry*, 122, 104761. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104761>
- Kastyuchik, A., Karam, A., & Aïder, M. (2016). Effectiveness of alkaline amendments in acid mine drainage remediation. *Environmental Technology & Innovation*, 6, 49-59.

- Klute, A., & Dirksen, C. (1986). Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. Dans A. Klute (édit.), *Methods of soil analysis SSSA book series, Part I* (2^e éd., p. 687-734). American Society of Agronomy, SSSA.
- Koerner, R. M. (2012). *Designing with geosynthetics (vol.1)*. Xlibris Corporation.
- Komnitsas, K., Bartzas, G., & Paspaliaris, I. (2004). Efficiency of limestone and red mud barriers: laboratory column studies. *Minerals Engineering*, 17, 183-194. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.mineng.2003.11.006>
- Kwong, Y. T. J., Swerhone, G. W., & Lawrence, J. R. (2003). Galvanic sulphide oxidation as a metal-leaching mechanism and its environmental implications. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 3(4), 337-343. <https://doi.org/https://doi.org/10.1144/1467-7873/03/013>
- Lapakko, K. A., Antonson, D. A., & Wagner, J. R. (1997). Mixing of limestone with finely-crushed acid-producing rock. Dans *Proceedings of the Fourth International Conference on acid rock drainage, vol III* (p. 953-970).
- Lapakko, K. A., Antonson, D. A., & Wagner, J. R. (2000). Mixing of limestone with finely-crushed acid-producing rock. Dans *Proceedings of the Fifth International Conference on acid rock drainage, vol II* (p. 901-910).
- Larochelle, C. G. (2018). *Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Larochelle, C. G., Bussière, B., & Pabst, T. (2019). Acid-generating waste rocks as capillary breck layer in covers with capillary barrier effects for mine site reclamation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230, 1-16. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11270-019-4114-0>
- Lau, Z. C., Bouazza, A., Lu, N., & Gates, W. P. (2022). A generalized water retention model for geosynthetic clay liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 148(12), 1-16. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0002933](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0002933)
- 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(1-4), 137-164.
- Liu, Q., H., L., & Zhou, L. (2008). Galvanic interactions between metal sulfide minerals in a flowing system: Implications for mines environmental restoration. *Applied Geochemistry*, 23(8), 2316-2323. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.02.024>
- Mäkitalo, M., Macsik, J., Maurice, C., & Öhlander, B. (2015). Improving properties of sealing layers made of till by adding green liquor dregs to reduce oxidation of sulfidic mine waste. *Geotechnical and Geological Engineering*, 33, 1047-1054.
- Mäkitalo, M., Maurice, C., Jia, Y., & Öhlander, B. (2014). Characterization of green liquor dregs, potentially useful for prevention of the formation of acid rock drainage. *Minerals*, 4(2), 330-344.

- Maqsoud, A., Bussière, B., & Mbonimpa, M. (2021). Low saturated hydraulic conductivity covers. Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 93-113). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Marinho, F. A. M., Take, W. A., & Tarantino, A. (2008). Measurement of matric suction using tensiometric and axis translation techniques. Dans A. Tarantino, E. Romero, & Y. J. Cui (édit.), *Laboratory and field testing of unsaturated* (p. 3-19). Springer.
- 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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/t03-040>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20(3), 235-259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1016046214724>
- Mbonimpa, M., Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2021). Water, gas, and heat movement in cover material. Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 47-91). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- McBride, M. (1994). *Environmental chemistry of soils* Oxford University Press.
- McCarthy, D. F. (2007). *Essentials of soils mechanics and foundations: Basic geotechnics*. NJ Publisher.
- Mehling, P. E., Day, S. J., & Sexsmith, K. S. (1997). Blending and layering waste rock to delay, mitigate or prevent acid generation: a case reevaluation study. Dans *Proceedings of the Fourth International Conference on acid rock drainage, vol III* (p. 951-969).
- MELCCFP. (2012). *Directive 019 sur l'industrie minière*
- Merkus, H. G. (2009). *Particule size measurements; Fundamentals, Practice, Quality* (1^e éd.). Springer.
- Miller, S. D., Jeffery, J. J., & Wong, J. W. C. (16-18 september 1991). *Use and misuse of the acid-base account for AMD prediction* 2nd International Conference, Abatement of Acidic Drainage, Montréal, QC, Canada.
- Mitchell, J. K., & Soga, K. (2005). *Fundamentals of soil behavior* (3^e éd.).
- Moncur, M. C., Ptacek, C. J., Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (2005). Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment *Applied Geochemistry*, 20, 639-659.
- Moncur, M. C., Ptacek, C. J., Lindsay, M. B. J., Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (20-26 mai 2012). *Long-term storage of sulfide-rich tailings under a shallow water cover* [Communication de conférence]. 9th International Conference on Acid Rock Drainage, Ottawa, Ontario, Canada.
- Moncur, M. C., Ptacek, C. J., Lindsay, M. B. J., Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (2015). Long-term mineralogical and geochemical evolution of sulfide mine tailings under a shallow water cover. *Applied Geochemistry*, 57, 178-193.

- Morin, K. A., & Hutt, N. M. (1994). Observed preferential depletion of neutralization potential over sulfide minerals in kinetic tests: site-specific criteria for safe NP/AP ratios. Dans *International land reclamation and mine drainage conference and the 3rd international conference on the abatement of acidic drainage* (p. 148-156).
- Moses, C. O., & Herman, J. S. (1991). Pyrite oxidation at circumneutral pH. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55(2), 471-482.
- MRNF. (2023). *La filière de l'or*. <https://mrnf.gouv.qc.ca/mines/publications/filiere-or/#:~:text=En%20juin%202019%2C%20le%20Qu%C3%A9bec,la%20fili%C3%A8re%20de%20l'or%20>.
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources research*, 12, 513-522.
- Mylona, E., Xenidis, A., & Paspaliaris, I. (2000). Inhibition of acid generation from sulfidic wastes by the addition of small amounts of limestone. *Minerals Engineering*, 13(10), 1161-1175. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(00\)00099-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0892-6875(00)00099-6)
- NEDEM. (1997). *Diversité microbiologique dans la production de drainage minier acide à la halde sur la mine Doyon* (1.14.2e).
- Nehdi, M., & Tariq, A. (2007). Stabilization of sulphidic mine tailings for prevention of metal release and acid drainage using cementitious materials: a review *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6(4), 423-436.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A., & Reardon, E. J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1), 1-8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/t89-001>
- Nordstrom, D. K. (2000). Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. *International Geology Review*, 42(6), 499-515.
- Nordstrom, D. K., & Southam, G. (1997). Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation *Reviews in mineralogy* 35, 361-390.
- Nyrstar. (2018). *Révision #3 du plan de restauration du site minier Bouchard-Hébert*. Préparé pour le MERN. https://gestim.mines.gouv.qc.ca/MRN_GestimP_Presentation/ODM02201_menu_base.aspx
- Oren, A. H., & Akar, R. C. (2017). Swelling and hydraulic conductivity of bentonites permeated with landfill leachates *Applied Clay Science*, 142, 81-89.
- 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 and Soil Pollution*, 213(1), 437-458.
- Ouangrawa, M., Molson, J. W., Aubertin, M., Zagury, G. J., & Bussière, B. (26-30 mars 2006). The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: a laboratory

- and numerical modeling study. Dans *Proceedings of the 7th International Conference on acid rock drainage (ICARD)* (p. 1473-1482).
- Pabst, T. (2011). *Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés* [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal].
- Pabst, T. (2021). Elevated water table with monolayer covers. Dans B. Bussière & M. Guittouy (édit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 187-202). CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Panalytical, M. (2021). *Mastersizer 3000, smarter particle sizing* [Equipment]. Malvern Panalytical <https://www.malvernpanalytical.com/en/products/product-range/mastersizer-range>
- Paradis, M., Duchesne, J., Lamontagne, A., & Isabel, D. (2006). Using red mud bauxite for the neutralization of acid mine tailings: A column leaching test. *Canadian Geotechnical Journal*, 43(11), 1167-1179.
- Peregoedova, A. (2012). *Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire* [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal].
- Pérez-Lopez, R., Cama, J., Nieto, J. M., & Ayora, C. (2007). The iron-coating role on the oxidation kinetics of a pyrite sludge doped with fly ash *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71, 1921-1934.
- Pérez-Lopez, R., Nieto, J. M., & Almodovar, G. R. (5-7 septembre 2005). *Geochemistry and mineralogy of hardpan formation processes at the interface between sulfide-rich sludge and fly ash* [Communication de conférence]. Proceedings 9th IMWA Congress, Oviedo, Espagne.
chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.imwa.info/docs/imwa_2005/IMWA2005_083_Perez-Lopez.pdf
- Petrov, R. J., & Rowe, R. K. (1997a). Geosynthetic clay liner (GCL) - Chemical compatibility by hydraulic conductivity testing and factors impacting its performance. *Canadian Geotechnical Journal*, 34(6), 863-885.
- Petrov, R. J., Rowe, R. K., & Quigley, R. M. (1997b). Selected factors influencing GCL hydraulic conductivity *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 123(8), 683-695.
- Petruk, W. (1986). *The MP-SEM-IPS image analysis system* (CANMET Report 87-1E). Canada Department of Energy, Mines and Resources, Ottawa, Canada.
- Petruk, W. (2000). *Applied mineralogy in the mining industry* Elsevier Science BV.
- Plante, B., Schudel, G., & Benzaazoua, M. (2021). Generation of acid mine drainage Dans B. Bussière & M. Guittouy (édit.), *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage* (p. 26-45). CRC Press, Taylor & Francis Group.

- Price, W. A. (2009). *Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic material* (MEND Report 1.20.1). CANMET - Mining and Mineral Sciences Laboratories.
- Prost, R., Koutit, T., Benchara, A., & Huard, E. (1998). State and location of water adsorbed on clay minerals: Consequences of the hydration and swelling-shrinkage phenomena. *Clays and clay minerals*, 46, 117-131.
- Proteau, A. (2021). *Influence de la végétation et des racines sur la performance d'une couverture à effets de barrière capillaire sur un site minier dix-sept ans après restauration* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda].
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2019). Methodological approach to study oxygen fluxes in a cover with capillary barrier effect when colonized by plants roots. *Geo-Environmental Engineering*, 30-31.
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2020). Oxygen migration through a cover with capillary barrier effects colonized by roots. *Canadian Geotechnical Journal*, 57, 1903-1914.
- QuantachromeInstruments. (2019). *Ultrapyc, True volume and density analyser, Operating Manual*.
- Rakotonimaro, T. V. (2017). *Prétraitement et traitement passif du drainage minier acide ferrifère* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda].
- Renken, K., Yanful, E. K., & Mchaina, D. M. (2005). Effective oxygen diffusion coefficient and field oxygen concentrations below a geosynthetic clay liner (GCL) covering mine tailings. Dans *Waste Containment and Remediation* (p. 1-15).
- Renken, K., Yanful, E. K., & Mchaina, D. M. (2009). Field performance evaluation of soil-based cover systems to mitigate ARD for the closure of a potentially acid-generating tailings storage facility.
- Ricard, J. F. (1994). *Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers* [Mémoire de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Ricard, J. F., Aubertin, M., Firlotte, F. W., Knapp, R., & McMullen, J. (31 mai - 6 juin 1997). Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. Dans *Proceedings of the Fourth International Conference on acid rock drainage* (vol. 31, p. 1515-1530).
- Rietveld, H. M. (1993). *Chapter 2, The Rietveld method*. Young, Oxford University Press, Oxford.
- Robinson, D. A., Bell, J. P., & Batchelor, C. H. (1994). Influence of iron minerals on the determination of soil water content using dielectric techniques. *Journal of Hydrology* 161(1-4), 169-180.
- Rowe, R. K., Brachman, R. W., Hosney, M. S., Take, W. A., & Arnepalli, D. (2017). Insight into hydraulic conductivity testing of GCLs exhumed after 5 and 7 years in a cover. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(8), 1118-1138.
- Shackelford, C. D., Benson, C. H., Katsumi, T., Edil, T. B., & Lin, L. (2000). Evaluating the hydraulic conductivity of GCLs permeated with non-standard liquids. *Geotextiles and*

- Geomembranes*, 28(2), 133-161. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(99\)00024-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0266-1144(99)00024-2)
- Shackelford, C. D., Sevik, G. W., & Eykholt, G. R. (2010). Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners to tailings impoundment solutions. *Geotextiles and Geomembranes*, 28(2), 149-162.
- Sherlock, E., Lawrence, R., & Poulin, R. (1995). On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals. *Environmental Geology*, 25(1), 43-54.
- Skoog, D. A., & Leary, J. J. (1992). *Principles of intrumentals analysis* (4^e éd.). Saunders College.
- Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R., & Hellier, W. (1998). Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. *National Mine Land Reclamation Center, Morgantown*, 131.
- SRK. (1989). *Draft acid rock technical guide*.
- Tassé, N., Germain, D., Dufour, C., & Tremblay, R. (1996). *Le recouvrement de résidus organiques au parc East Sullivan: au delà de la barrière d'oxygène* Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de drainage dans l'Environnement Minier, Rouyn-Noranda, Québec.
- Taylor, J. C., & Hinczak, I. (2001). *Rietveld made easy: A practical guide to the understanding of the method and successful phase quantifications*. University of Wollongong.
- TerrafixGeosynthetics. (2023). *Geosynthetic clay liner (GCL)*. <https://terrafixgeo.com/product/geosynthetic-clay-liner-gcl/>
- TexelGeosynthetics. (2020). *TM600 Series, Technical datasheet*. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://texel.ca/fileadmin/medias/documents/en/geosynthetics/specifications-sheets/geomembranes/TEXEL_GMB_TM600_en_20210518.pdf
- Touze-Foltz, N., Bannour, H., Barral, C., & Sloltz, G. (2016). A review of the performance of geosynthetics for environmental protection. *Geotextiles and Geomembranes*, 44, 656-672.
- Touze Foltz, N. (2012). Geosynthetic clay liner: performance and long-term durability.
- Touze Foltz, N., Bannour, H., Barral, C., & Stoltz, G. (2014). *Evaluating the performance of geosynthetics for environmental protection* Proceedings 7th International Congress on Environmental Geotechnics, Melbourne, Australia.
- van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils *Soil Science Society of America Journal* 44, 892-898. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>
- van Genuchten, M. T., Leij, F. J., & Yates, S. R. (1991). *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils* (EPA/600/2-91/065). U.S. Environmental Protection Agency chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/<https://www.pc-progress.com/Documents/programs/retc.pdf>

- Vézina, S., & Amyot, G. (1996). *L'inondation: Solution efficace du DMA du parc Solbec* Colloque sur le programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement minier (NEDEM), Rouyn-Noranda, Québec, Canada.
- Vézina, S., & Amyot, G. (1999). *Le suivi de la restauration par inondation au parc à résidus miniers Solbec*
- Villeneuve, M. (2004). *Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques* [Mémoire de maîtrise École Polytechnique de Montréal].
- Von Maubeuge, K. P. (2002). Investigation of bentonite requirements for geosynthetic clay barriers. Dans *Clay geosynthetic barriers* (p. 155-163). CRC Press.
- Von Maubeuge, K. P., & Ehrenberg, H. (2014). *Investigation of bentonite mass per unit area requirements for Geosynthetic Clay Liners* Proceedings of the 10th International Conference on Geosynthetics, Berlin, Germany.
- Watson, K. K. (1966). An instantaneous profile method for determining the hydraulic conductivity of unsaturated porous material *Water Resources research*, 2(4), 709-715.
- WSP. (2018). *Suivi environnemental de l'ancien site minier New-Calumet, Québec* (Rapport du MERN).
- Yanful, E. K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings *Journal of Geotechnical Engineering, ASCE*, 119(8), 1207-1228.
- Yanful, E. K., Verma, A., & Straatman, A. G. (2000). Turbulence-driven metal release from resuspended pyrrhotite tailings. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, 126(12), 1157-1165.
- Yeheyis, M. B., Shang, J. Q., & Yanful, E. K. (2008). Characterization and environmental evaluation of Atikokan coal fly ash for environmental application. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 7, 481-498.

ANNEXE A CONSTRUCTION DES COLONNES EXPÉRIMENTALES

Cette annexe est un complément d'information sur la construction des colonnes. Le tableau A.1 résume les masses prédites pour la mise en place de chaque matériau calculées à l'aide de la porosité visée (selon le matériau) et du volume à remplir, ainsi que la porosité et la quantité de matériau réelle après construction.

Tableau A.1 Informations complémentaires sur la construction des colonnes expérimentales

Colonne	Matériau	Hauteur (m)	Rayon (m)	Volume (m ³)	w	n visée	n réelle	Mhumide visée (kg)	Mhumide réelle (kg)
T#1	Résidu LaRonde	0,3	0,07	0,0046	0,29	0,45	0,42	10	10,56
T#2	Calcaire + R. LaRonde	0,3	0,07	0,0046	0,14	0,45	0,42	8,38	8,84
T#3	Dolomie + R. LaRonde	0,3	0,07	0,0046	0,16	0,45	0,40	8,42	9,19
T#4	Calcaire + R. LaRonde	0,2	0,07	0,0031	0,14	0,45	0,30	5,58	7,15
	Résidu LaRonde	0,3	0,07	0,0046	0,29	0,45	0,44	10	10,11
T#5	Dolomie + R. LaRonde	0,2	0,07	0,0031	0,16	0,45	0,29	5,61	7,32
	Résidu LaRonde	0,3	0,07	0,0046	0,29	0,45	0,44	10	10,06
Sc#1	Sable	0,3	0,07	0,0046	0,18	0,3	0,45	10,3	8,15
	Résidu Goldex	0,6	0,07	0,0092	0,19	0,45	0,43	16,43	17,01
	Sable	0,3	0,07	0,0046	0,18	0,3	0,42	10,3	8,56
	Dolomie + R. LaRonde	0,2	0,07	0,0031	0,16	0,45	0,40	5,61	6,15
	Résidu LaRonde	0,3	0,07	0,0046	0,29	0,45	0,43	10	10,36
Sc#2	Sable	0,3	0,075	0,0053	0,18	0,3	0,37	11,82	10,69
	Résidu Goldex	0,6	0,075	0,0106	0,19	0,45	0,38	18,86	21,13
	GCB	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sable	0,3	0,075	0,0053	0,18	0,3	0,29	11,82	12,03
	Résidu LaRonde	0,3	0,075	0,0053	0,29	0,45	0,45	11,48	11,47
Sc#3	Sable	0,3	0,07	0,0046	0,18	0,3	0,39	10,3	8,89
	Résidu Goldex	0,6	0,07	0,0092	0,19	0,45	0,42	16,43	17,18
	GCB	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sable	0,3	0,07	0,0046	0,18	0,3	0,43	10,3	8,44
	Dolomie + R. LaRonde	0,2	0,07	0,0031	0,16	0,45	0,34	5,61	6,82
	Résidu LaRonde	0,3	0,07	0,0046	0,29	0,45	0,43	10	10,24

ANNEXE B COURBE DE CALIBRAGE D'UNE SONDE EC-5

Les sondes de teneur en eau volumique (EC-5) ont été calibrées pour les résidus Goldex (couche de rétention d'humidité de la CEBC). L'utilisation de l'équation obtenue lors de la compilation des données a permis d'obtenir des résultats plus réalistes du comportement hydrogéologique.

Tableau B.1 Données collectées lors du calibrage

Masse moule (g)	69,52	Dmoule (cm)	7,7	Hmoule (cm)	15,1	Masse sonde (g)	137,94					
Lecture	Tare (g)	Tare+Mh (g)	Tare+Ms (g)	Me (g)	Ms (g)	w	Moule+Mh +sonde (g)	Mh (g)	Ms (g)	Ve (cm3)	θ	Valeur moyenne de la sonde (m³/m³)
1	10	15	15	0	100	0	1091,5	884,04	884,04	0	0	-
2	5,8	48,01	46,67	1,34	40,87	0,033	935,7	728,24	705,12	23,119	0,033	0,011
3	5,97	60,21	56,96	3,25	50,99	0,064	951,7	744,24	699,65	44,594	0,063	0,037
4	5,73	51,63	47,84	3,79	42,11	0,090	988,7	781,24	716,73	64,508	0,092	0,062
5	5,67	61,66	55,79	5,87	50,12	0,117	988,3	780,84	698,98	81,863	0,116	0,088
6	5,9	70,35	61,33	9,02	55,43	0,163	1100,7	893,24	768,23	125,012	0,178	0,152
7	5,71	122,49	102,51	19,98	96,8	0,206	1302	1094,54	907,27	187,266	0,266	0,284
8	5,6	183,23	151,36	31,87	145,76	0,219	1538,1	1330,64	1091,90	238,741	0,340	0,423

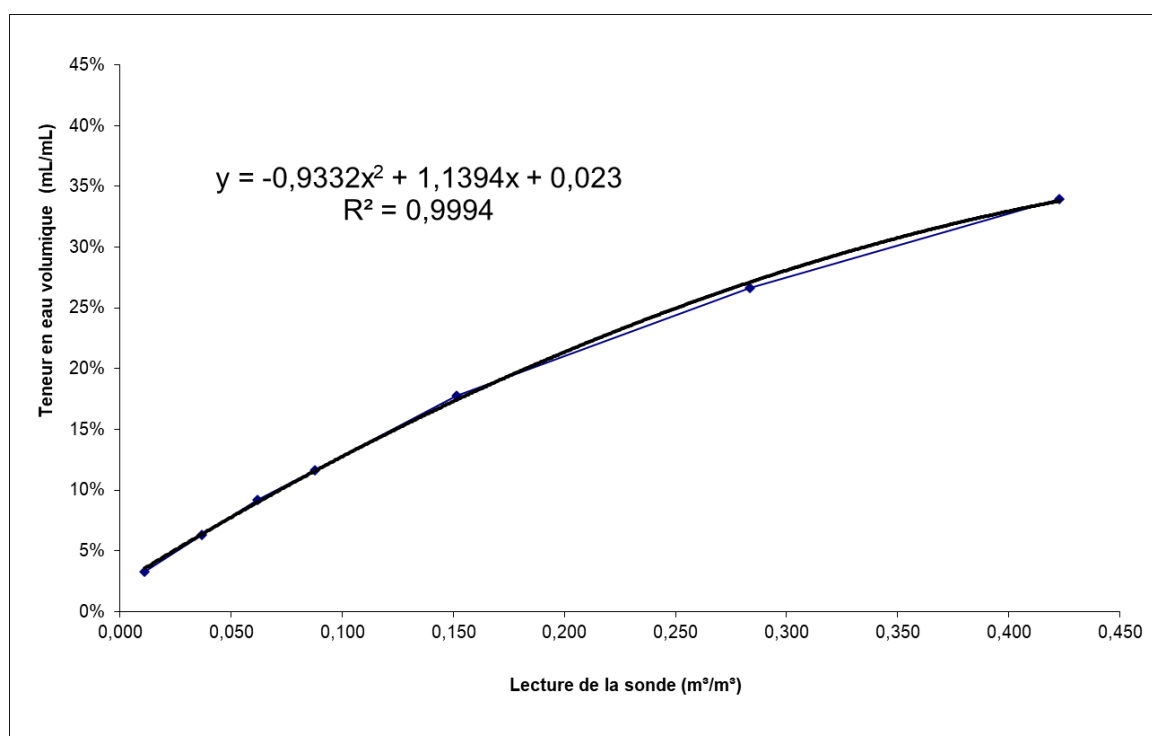


Figure B.1 Courbe obtenue après le calibrage et équation d'ajustement des données

ANNEXE C TENEUR EN EAU VOLUMIQUE - ESSAI EN COLONNE

Durant un an, le comportement hydrogéologique des trois colonnes avec CEBC a été surveillé. D'une part, par la mesure de la succion (présenté au chapitre 4), et d'autre part par la mesure de la teneur en eau volumique, présenté ici.

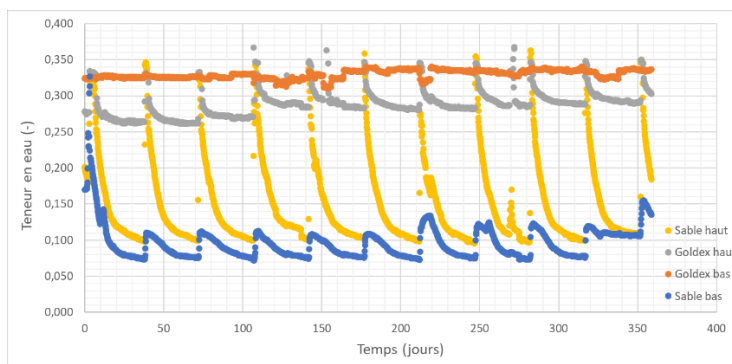


Figure C.1 Teneurs en eau volumique mesurées dans la colonne Sc#1 (amendement dolomitique)

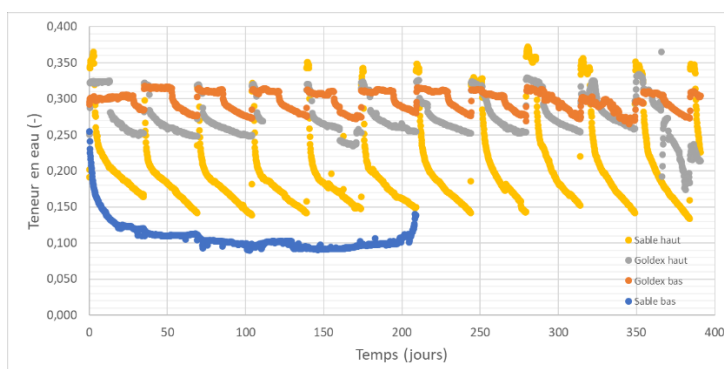


Figure C.2 Teneurs en eau volumique mesurées dans la colonne Sc#2 (GCB)

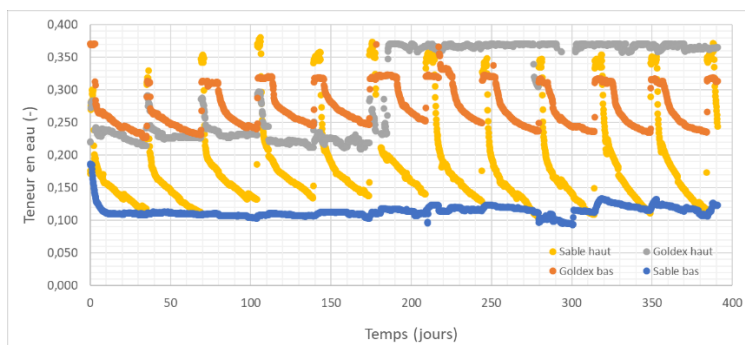


Figure C.3 Teneurs en volumique mesurées dans la colonne Sc#3 (GCB + amend. dolomitique)

ANNEXE D COURBES DE RÉTENTION D'EAU DES MATÉRIAUX

Les courbes de rétention d'eau obtenues par essai en laboratoire (cellule Tempe ou colonne) ont été lissées en utilisant le logiciel RETC et sont présentées ci-dessous.

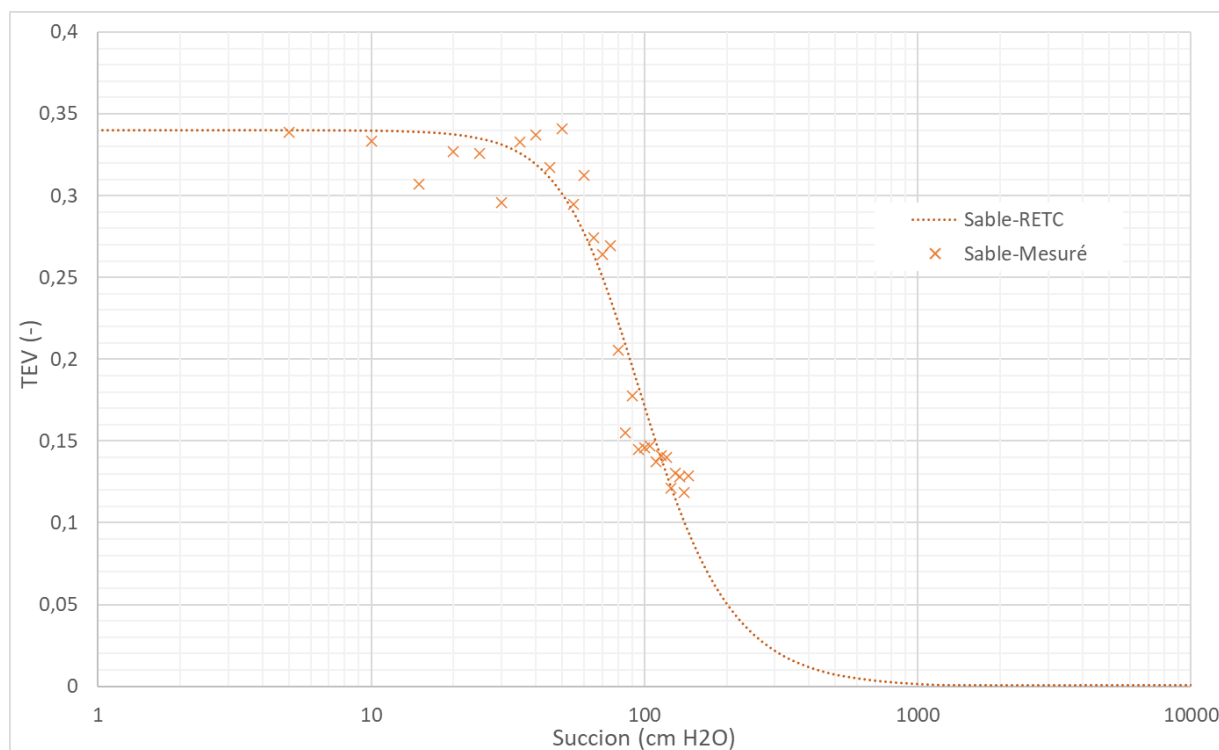


Figure D.1 Courbe de rétention d'eau mesurée et lissée pour le sable

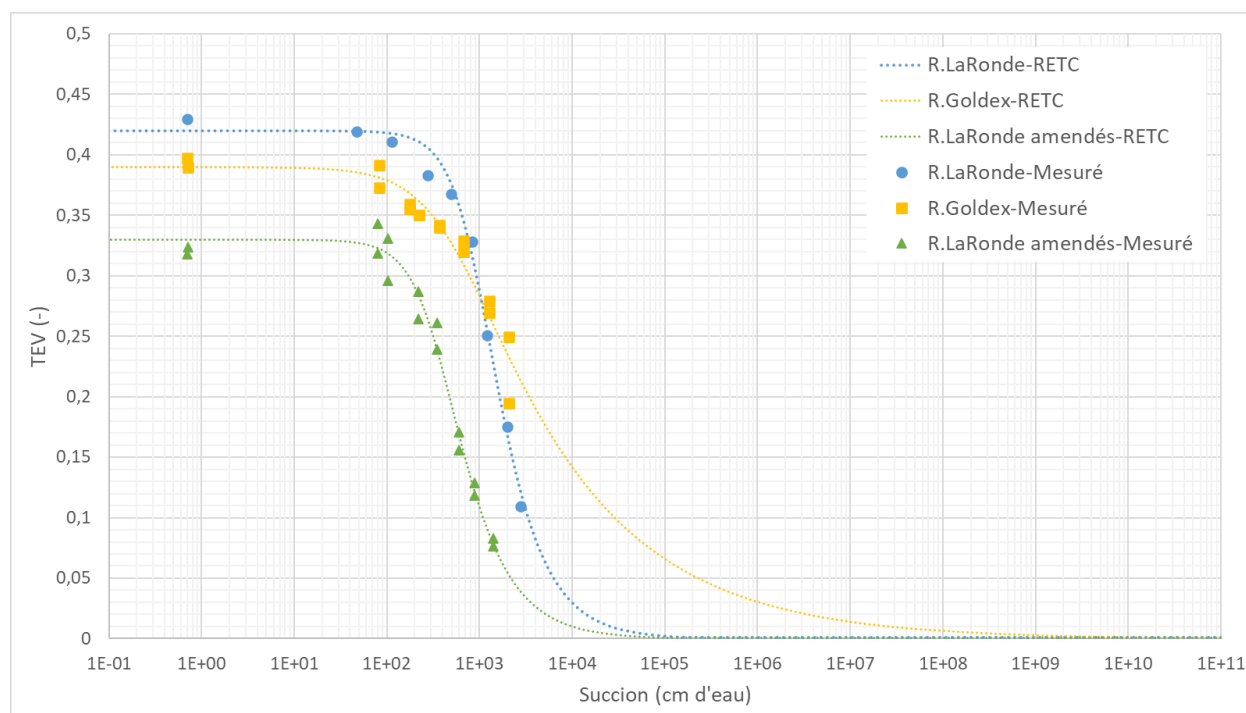


Figure D.2 Courbe de rétention d'eau mesurée et lissée du résidus Goldex (résidus non générateur d'acidité, CRH), du résidus LaRonde (résidus fortement réactifs) et du résidus LaRonde amendés avec de la dolomie

ANNEXE E DONNÉES CHIMIQUES BRUTES POUR L'ESSAI EN COLONNE

Le lixiviat récolté de chaque colonne, par rinçage, a été analysé chimiquement. Les données brutes sont présentées dans cette annexe.

Tableau E.1 Données brutes mesurées pour la colonne T#1 (résidus LaRonde seul)

No URSTM	Éléments (mg/L)	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
	Rinçage																					
104526	1	1,264	0,0104	0,0473	0,0059	< 0,0005	0,0089	459	0,0174	0,0271	0,263	2,84	3,39	0,0953	0,4253	0,0717	< 0,00017	178,31	1170	< 0,01	0,755	1255,23
105500	2	0,309	< 0,0005	0,0475	< 0,0005	< 0,0005	0,0034	702	0,0007	0,0064	1,83	0,01	93,79	6,8895	0,0019	0,0325	0,00287	116,47	254	< 0,01	0,898	913,85
106176	3	0,223	< 0,0005	0,0383	< 0,0005	< 0,0005	0,0003	775	< 0,0006	0,0147	0,252	< 0,01	246,16	17,9862	< 0,0005	0,0887	< 0,00017	61,96	38	< 0,01	2,159	893,91
107080	4	< 0,005	0,0017	0,0308	< 0,0005	< 0,0005	0,0251	399	< 0,0006	0,0342	0,0214	0,02	137,87	15,6248	< 0,0005	0,0813	< 0,00017	12,07	3,71	< 0,01	3,872	543,68
107301	5	0,094	< 0,0005	0,0277	< 0,0005	< 0,0005	0,0256	494	< 0,0006	0,0323	0,0119	< 0,01	387,79	22,4967	< 0,0005	0,113	< 0,00017	20,14	7,83	< 0,01	6,587	1155,78
107309	6	1,2445	0,00103	0,0297	0,00025	0,00025	0,796	0,79595	0,0012	0,796	0,796	13,3575	475,33	30,6703	0,00025	0,1786	0,002183	20,615	7,7	< 0,01	22,006	1195,715
108732	7	2,395	0,0018	0,0317	< 0,0005	< 0,0005	0,112	470	0,0021	0,0772	1,58	26,71	562,87	38,8438	< 0,0005	0,2441	0,00428	21,09	7,57	< 0,01	37,425	1235,65
109004	8	16	< DL	-	< DL	< DL	0,3	467,5	< DL	0,1	3,7	115,7	647	79,5	< DL	0,5	0,1	42,7	10,5	< DL	86,5	1523,8
110700	9	60,44	0,04	-	< DL	< DL	0,51	409,43	0,08	0,24	7,33	523,58	666,3	92,55	< DL	0,97	0,57	50,89	13,5	< DL	174,21	1829,64
110708	10	128,93	0,05	-	< DL	0,03	0,78	417,52	0,59	0,45	12,73	801,3	607,86	110,47	< DL	1,73	0,8	32,11	10,97	< DL	265,25	2195,47
110716	11	235,5	< DL	-	< DL	0,05	0,89	426,49	1,51	0,53	21,82	1734,47	620,9	120,75	< DL	2,13	1,05	25,87	15,97	< DL	408,97	2725,89
112395	12	611,25	0,19	-	0,01	0,13	1,47	390,4	4,66	0,52	71,81	4794,65	617,86	160,04	< DL	2,91	1,61	18,46	16,56	0,07	744,59	5677,28
113916 (113965)	13	631	0,03	-	< DL	0,02	0,1	443,5	0,64	0,64	60,2	6555,2	435,7	67,3	< DL	0,21	0,18	0,75	14,5	0,01	452,7	5506,2
114426	14	292,96	0,12	-	< DL	0,15	0,35	462,18	2,25	0,03	14,14	4124,7	255,18	26,3	< DL	1,05	1,41	4,82	12,89	0,03	170,11	3857

Tableau E.2 Données brutes mesurées pour la colonne T#2 (résidus LaRonde amendés avec du calcaire)

No URSTM	Éléments (mg/L)	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
	Rinçage																					
104527	1	0,089	0,0062	0,0203	0,0007	< 0,0005	0,00304	503	0,0038	0,0045	0,0257	0,23	56,03	1,7825	0,0027	0,0204	< 0,00017	69,94	430	0,01	0,236	591,1
105501	2	0,191	< 0,0005	0,0223	< 0,0005	< 0,0005	0,00238	600	0,0434	0,0046	0,0599	0,51	164,59	4,0328	0,0015	0,0172	< 0,00017	35,33	190	< 0,01	0,455	805,3
106177	3	0,096	< 0,0005	0,0334	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	686	< 0,0006	0,0044	0,0842	< 0,01	279,6	3,4142	< 0,0005	0,0141	< 0,00017	36,44	109	< 0,01	0,914	1009,82
107081	4	0,027	0,0014	0,0255	< 0,0005	< 0,0005	0,00462	532	0,0008	0,003	0,0475	0,01	250,64	2,1174	0,0006	0,0075	< 0,00017	22,48	28,4	< 0,01	0,539	975,53
107302	5	0,138	< 0,0005	0,0274	< 0,0005	< 0,0005	0,00193	552	< 0,0006	0,0012	0,0305	< 0,01	157,47	0,638	< 0,0005	0,0063	< 0,00017	16,95	10,8	< 0,01	0,567	755,1
107310	6	0,094	< 0,0005	0,0215	< 0,0005	< 0,0005	0,00193	535,5	< 0,0006	0,0012	0,0305	0,0375	121,35	0,4917	0,00228	0,0052	< 0,00017	15,725	16,7	< 0,01	0,4865	678,59
108733	7	0,05	< 0,0005	0,0156	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	519	< 0,0006	0,0011	< 0,0005	0,07	85,23	0,3454	0,0043	0,004	< 0,00017	14,5	22,6	< 0,01	0,406	602,08
109005	8	0,07	< DL	-	< DL	< DL	< DL	569,02	< DL	< DL	< DL	0,02	93,71	0,41	0,01	0,01	< DL	17,45	24,27	< DL	0,86	607,97
110701	9	0,07	< DL	-	< DL	< DL	< DL	572,21	< DL	< DL	0,03	0,19	77,3	0,36	0,01	0,01	< DL	20,75	16,67	< DL	1,14	596,28
110709	10	0,09	< DL	-	< DL	< DL	< DL	577,4	< DL	< DL	0,07	0,17	76,99	0,41	< DL	0,01	0,01	14,29	15,79	< DL	1,25	585,81
110717	11	0,28	< DL	-	< DL	< DL	< DL	557,44	< DL	< DL	0,09	1,29	79,57	0,56	< DL	0,01	< DL	5,9	23,8	< DL	1,42	577,18
112396	12	0,07	< DL	-	< DL	< DL	< DL	602,48	< DL	< DL	0,07	< DL	78,52	0,48	< DL	0,01	< DL	13,55	6,43	< DL	1,14	593,63

Tableau E.3 Données brutes mesurées pour la colonne T#3 (résidus LaRonde amendés avec de la dolomie)

No URSTM	Éléments (mg/L) Rincage	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
104528	1	0,119	0,0036	0,0226	0,0011	< 0,0005	0,00122	474	< 0,0006	0,005	0,0489	0,27	75,27	1,2475	0,0024	0,0164	0,00303	56,5	343	< 0,01	0,288	493,38
105502	2	0,019	< 0,0005	0,0292	< 0,0005	< 0,0005	0,00025	454	0,0011	0,0043	0,0661	0,01	97,99	1,4657	< 0,0005	0,0134	0,00667	23,1	139	0,02	0,491	526,81
106178	3	0,031	< 0,0005	0,0129	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	501	< 0,0006	< 0,0005	0,0346	0,28	149,34	0,9517	< 0,0005	0,0015	< 0,00017	20,87	108	< 0,01	0,475	678
107082	4	0,018	< 0,0005	0,0093	< 0,0005	< 0,0005	0,00016	245	< 0,0006	0,0007	0,0246	< 0,01	77,15	0,2971	< 0,0005	0,0026	< 0,00017	10,07	38,2	< 0,01	0,379	389,52
107303	5	0,036	< 0,0005	0,0155	< 0,0005	< 0,0005	0,00194	273	< 0,0006	< 0,0005	0,0378	< 0,01	80,12	0,2342	< 0,0005	0,0033	0,00335	10,71	41,1	< 0,01	0,363	420,03
107311	6	0,0295	< 0,0005	0,0098	< 0,0005	< 0,0005	0,00098	255	< 0,0006	< 0,0005	0,0412	0,0175	60,915	0,1549	< 0,0005	0,0018	0,00588	8,52	27,7	< 0,01	0,3555	341,18
108734	7	0,023	< 0,0005	0,0041	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	237	< 0,0006	< 0,0005	0,0445	0,03	41,71	0,0756	< 0,0005	< 0,0005	0,00841	6,33	14,3	< 0,01	0,348	262,33
109006	8	0,06	< DL	-	< DL	< DL	< DL	544,99	< DL	< DL	0,07	0,01	143,79	0,23	< DL	0,01	< DL	20,2	42,41	< DL	0,51	635,35
110702	9	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	545,65	< DL	< DL	0,1	< DL	180,18	0,26	< DL	< DL	0,02	31,16	38,1	< DL	0,72	699,77
110710	10	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	561,83	< DL	< DL	0,08	< DL	111,88	0,11	< DL	< DL	0,01	17,35	13,1	< DL	0,56	596,39
110718	11	0,07	< DL	-	< DL	< DL	< DL	548,36	< DL	< DL	0,05	< DL	118,19	0,06	< DL	< DL	< DL	11,3	20,7	< DL	0,54	591,74
112397	12	0,06	< DL	-	< DL	< DL	< DL	584,32	< DL	< DL	0,08	< DL	153,75	0,08	< DL	0,01	< DL	18	4,79	< DL	1,1	675,85

Tableau E.4 Données brutes mesurées pour la colonne T#4 (résidus LaRonde amendés avec du calcaire sur du résidus LaRonde)

No URSTM	Éléments (mg/L) Rincage	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
104529	1	0,295	0,0055	0,04	0,0008	< 0,0005	< 0,00002	527	0,0013	0,0116	0,0555	0,25	6,43	0,0107	0,3915	0,0084	< 0,00017	155,26	1260	< 0,01	0,058	1318,25
105503	2	0,132	< 0,0005	0,0311	< 0,0005	< 0,0005	0,0011	596	0,0033	0,0049	0,0611	0,07	98,27	3,791	0,006	0,0306	< 0,00017	188,63	764	< 0,01	0,566	1048,91
106179	3	0,105	< 0,0005	0,0248	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	656	< 0,0006	0,002	0,0159	0,01	209,73	4,3582	< 0,0005	0,0211	< 0,00017	108,52	95,2	< 0,01	0,555	935,66
107083	4	0,014	< 0,0005	0,014	< 0,0005	< 0,0005	0,00015	526	< 0,0006	0,0013	0,0094	0,02	208,9	3,8886	< 0,0005	0,0178	< 0,00017	34,39	23,4	< 0,01	0,543	777,23
107304	5	0,008	< 0,0005	0,016	< 0,0005	< 0,0005	0,00195	385	< 0,0006	0,0015	0,0009	< 0,01	44,73	1,9801	< 0,0005	0,0082	< 0,00017	8,95	4,89	< 0,01	0,553	434,92
107312	6	0,039	< 0,0005	0,0183	< 0,0005	< 0,0005	0,00098	481,5	< 0,0006	0,001	0,0019	0,0175	94,18	3,7961	< 0,0005	0,0065	< 0,00017	12,7	6,895	< 0,01	0,73	564,48
108735	7	0,07	< 0,0005	0,0206	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	578	< 0,0006	0,0005	0,0029	0,03	143,63	5,6121	< 0,0005	0,0047	< 0,00017	16,45	8,9	< 0,01	0,907	694,04
109007	8	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	572,92	< DL	< DL	0,01	< DL	153,25	7,17	< DL	0,01	< DL	17,95	7,69	< DL	0,91	610,33
110703	9	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	562,82	< DL	< DL	< DL	< DL	155,55	7,33	< DL	0,01	< DL	24,65	8,43	< DL	0,39	626,99
110711	10	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	557,21	< DL	0,01	0,01	< DL	187,71	13,73	< DL	0,04	< DL	22,51	3,94	< DL	1,29	658,42
110719	11	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	554,38	< DL	< DL	0,01	< DL	208,72	12,85	< DL	0,01	< DL	< DL	1,9	< DL	1,11	664,05
112398	12	0,06	< DL	-	< DL	< DL	< DL	557,65	< DL	0,01	0,01	< DL	228,61	20,98	< DL	0,03	< DL	26,07	3,19	< DL	1,48	722,12

Tableau E.5 Données brutes mesurées pour la colonne T#5 (résidus LaRonde amendés avec de la dolomie sur du résidus LaRonde)

No URSTM	Éléments (mg/L) Rincage	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
104530	1	0,204	0,0071	0,0465	0,0005	< 0,0005	0,00254	544	0,0016	0,0123	0,0951	0,2	5,83	0,0166	0,4069	0,0054	< 0,00017	154,46	1220	< 0,01	0,11	1153,46
105504	2	0,127	< 0,0005	0,0348	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	658	0,0024	0,0042	0,216	0,05	69,37	3,154	0,0107	0,0411	0,003	156,96	564	< 0,01	2,932	783,94
106180	3	0,036	< 0,0005	0,0197	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	719	< 0,0006	0,0041	0,0115	< 0,01	177,02	5,5834	< 0,0005	0,0392	< 0,00017	87,04	110	< 0,01	1,74	960,59
107084	4	0,018	< 0,0005	0,0248	< 0,0005	< 0,0005	0,00151	522	< 0,0006	0,002	0,0052	0,01	95,01	3,9193	0,0009	0,0197	< 0,00017	27,42	36,5	< 0,01	1,122	694,83
107305	5	< 0,005	< 0,0005	0,0113	< 0,0005	< 0,0005	0,00189	574	< 0,0006	0,0014	< 0,0005	< 0,01	119,24	5,099	< 0,0005	0,0239	< 0,00017	19,77	39	< 0,01	2,109	724,28
107313	6	0,0143	< 0,0005	0,0163	< 0,0005	< 0,0005	0,00189	561,5	< 0,0006	0,001	< 0,0005	0,0075	137,355	5,5431	< 0,0005	0,0198	< 0,00017	17,58	37,1	< 0,01	1,8655	719,79
108736	7	0,026	< 0,0005	0,0213	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	549	< 0,0006	0,0006	< 0,0005	0,01	155,47	5,9872	< 0,0005	0,0156	< 0,00017	15,39	35,2	< 0,01	1,622	715,3
109008	8	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	589,86	< DL	< DL	0	0,01	115,1	7,81	< DL	0,02	< DL	19,5	14,37	< DL	2,4	570,99
110704	9	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	584,9	< DL	< DL	< DL	< DL	110,12	7,63	< DL	0,01	< DL	28,12	11,39	< DL	1,45	583,95
110712	10	0,03	< DL	-	< DL	< DL	< DL	479,91	< DL	< DL	< DL	< DL	85,69	5,68	< DL	0,01	< DL	14,94	5,58	< DL	1,91	487,55
110720	11	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	567,67	< DL	< DL	< DL	< DL	98,7	7,65	< DL	0,01	< DL	0,13	1,9	< DL	1,85	535,99
112399	12	0,06	< DL	-	< DL	< DL	< DL	609,97	< DL	< DL	< DL	< DL	94,94	8,13	< DL	0,01	< DL	18,77	4	< DL	1,43	576,84

Tableau E.6 Données brutes mesurées pour la colonne Sc#1 (CEBC + amendement dolomitique)

No URSTM	Éléments (mg/L) Rincage	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
104580	1	0,125	< 0,0005	0,0355	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	750	0,0008	0,0014	0,0439	0,06	22,17	0,1277	0,0169	0,0021	< 0,00017	20,19	11,2	< 0,01	0,237	521,74
105505	2	0,114	< 0,0005	0,0525	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	892	< 0,0006	0,001	0,0031	0,03	45,29	1,1314	0,0093	0,0024	< 0,00017	27,99	16,3	< 0,01	1,892	755,86
106181	3	0,085	0,0022	0,048	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	602	0,001	0,0011	0,0087	0,07	54,68	1,1253	0,0042	0,0072	< 0,00017	19,97	9,72	< 0,01	1,354	626,08
107085	4	0,029	< 0,0005	0,0274	< 0,0005	< 0,0005	0,00067	523	< 0,0006	< 0,0005	0,0031	< 0,01	53,94	0,9265	< 0,0005	0,0041	< 0,00017	14,85	6,01	0,02	1,01	573,91
107306	5	0,034	< 0,0005	0,0255	< 0,0005	< 0,0005	0,00034	540	< 0,0006	0,0004	0,0031	< 0,01	57,625	0,9733	< 0,0005	0,0027	< 0,00017	16,73	8,205	0,013	0,7885	577,55
107314	6	0,039	< 0,0005	0,0236	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	557	< 0,0006	0,0006	< 0,0005	< 0,01	61,31	1,0201	< 0,0005	0,0013	< 0,00017	18,61	10,4	< 0,01	0,567	581,19
108737	7	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	585,57	< DL	< DL	0,01	< DL	74,47	1,13	< DL	0,01	< DL	21,79	12,79	< DL	1,22	548,56
109009	8	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	565,8	< DL	< DL	0,01	< DL	63,79	1,08	< DL	< DL	< DL	18,89	11,7	< DL	0,43	535,63
110705	9	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	597,45	< DL	< DL	< DL	< DL	61,04	1,02	< DL	< DL	< DL	18,22	11,75	< DL	0,07	545,36
110713	10	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	622,83	< DL	< DL	< DL	< DL	57,78	1,17	< DL	< DL	< DL	35,5	36,6	< DL	< DL	552,02
110721	11	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	607,63	< DL	< DL	0,01	< DL	54,45	1,56	< DL	< DL	< DL	16,93	11,27	< DL	0,55	550,32

Tableau E.7 Données brutes mesurées pour la colonne Sc#2 (CEBC + GCB)

No URSTM	Éléments (mg/L) Rincage	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
104581	1	0,145	0,0118	0,0609	0,0005	< 0,0005	0,00056	541	0,0011	0,0136	0,123	0,28	2,36	0,0137	0,5544	0,0061	< 0,00017	162,8	1260	< 0,01	0,037	1076,62
105506	2	0,049	0,0048	0,045	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	314	< 0,0006	0,0021	0,686	0,07	6,4	0,0131	0,2103	0,0069	0,00249	105,63	758	< 0,01	2,096	106,35
106182	3	0,38	< 0,0005	0,0478	< 0,0005	< 0,0005	0,00113	433	< 0,0006	0,001	2,86	< 0,01	18,95	0,1626	0,1725	0,0807	0,01987	146,13	975	0,01	10,095	1596,44
107086	4	< 0,005	< 0,0005	0,0323	< 0,0005	< 0,0005	0,0016	342	< 0,0006	0,0021	1,64	< 0,01	29,11	0,672	0,035	0,0688	0,05155	108,32	662	< 0,01	10,378	1008,11
107307	5	0,036	< 0,0005	0,0322	< 0,0005	< 0,0005	0,00081	479	< 0,0006	0,0032	0,793	0,01	49,31	1,5003	0,027	0,0856	0,00366	140,59	768	< 0,01	5,682	927,57
107315	6	0,04	0,01	0,03	0	0	0	437,57	0	0	0,29	< DL	48,67	1,95	< DL	0,07	0,01	117,4	546,6	< DL	3,65	876,77
108738	7	0,1	< DL	-	< DL	< DL	< DL	480,6	< DL	< DL	0,2	< DL	59,6	2,5	< DL	< DL	0,1	128,1	437,2	< DL	3,6	869,4
109010	8	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	454,38	< DL	< DL	0,27	< DL	77,89	1,17	< DL	0,01	0,04	104,83	387,48	< DL	1,41	894,09
110706	9	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	479,75	< DL	< DL	0,03	< DL	89,54	2,29	< DL	0,02	0,02	58,66	503,28	< DL	3,64	909,28
110714	10	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	515,75	< DL	< DL	0,03	< DL	83,67	2,39	< DL	0,02	0,02	62,5	442,9	< DL	3,25	815,86
110722	11	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	542,4	< DL	< DL	0,03	< DL	93,85	3,04	< DL	0,03	0,02	37,52	225,71	< DL	3,37	708,62
112401	12	< DL	< DL	-	< DL	< DL	< DL	566,72	< DL	< DL	0,03	< DL	112,38	3,49	< DL	0,03	0,01	32,18	115,98	< DL	3,07	689,143

Tableau E.8 Données brutes mesurées pour la colonne Sc#3 (CEBC + GCB + amendement dolomitique)

No URSTM	Éléments (mg/L) Rincage	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
104582	1	0,123	0,0095	0,074	0,0009	< 0,0005	0,00061	572	0,0008	0,0126	0,221	0,17	5,99	0,0111	0,5221	0,0027	0,00231	173,69	1370	0,01	0,078	1172,84
105507	2	< 0,005	0,0062	0,0229	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	239	< 0,0006	0,0024	0,142	< 0,01	4,61	0,0606	0,1891	< 0,0005	< 0,00017	67,08	507	0,01	0,83	83,55
106183	3	0,033	0,0072	0,0445	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	491	< 0,0006	0,0086	0,175	< 0,01	18,41	0,1854	0,2152	0,0092	0,02213	157,67	1120	0,01	4,243	1776,99
107087	4	< 0,005	0,0049	0,0507	< 0,0005	< 0,0005	< 0,00002	482	< 0,0006	0,0076	0,0925	< 0,01	28,89	0,515	0,1261	0,0118	0,01767	169,55	1180	< 0,01	2,679	1777,51
107308	5	0,037	0,0031	0,0427	< 0,0005	< 0,0005	0,00076	527	< 0,0006	0,0025	0,462	0,02	34,49	0,6018	0,055	0,0049	0,0505	148,67	953	< 0,01	3,679	1200,2
107316	6	0,04	0,01	0,03	< DL	< DL	0	434,5	0	0	0,57	< DL	42,36	0,98	< DL	0,01	0,06	164,1	916,2	< DL	1,78	1246,4
108739	7	0,1	< DL	-	< DL	< DL	< DL	457,2	< DL	< DL	0,3	< DL	58,3	1,2	< DL	< DL	< DL	178,5	715,8	< DL	0,8	1051
109011	8	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	519,97	< DL	< DL	0,07	< DL	67,27	1,92	< DL	0,02	0,02	88,98	280,76	< DL	2,91	779,59
110707	9	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	484,45	< DL	< DL	0,08	< DL	130,63	1,43	< DL	< DL	0,02	108,69	258,21	< DL	1,56	828,87
110715	10	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	499,18	< DL	< DL	0,04	< DL	141,94	1,38	< DL	< DL	0,01	23	287	< DL	0,95	826,84
110723	11	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	488,79	< DL	< DL	0,06	< DL	131,68	1,62	0,01	< DL	0,01	58,56	263,57	< DL	0,59	772,42
112402	12	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	502,44	< DL	< DL	0,03	< DL	114,44	1,63	< DL	< DL	0,01	47,13	210,75	< DL	0,37	741,79

ANNEXE G ÉVALUATION ÉLECTROCHIMIQUE ET CHIMIQUE DU LIXIVIAT (SURVEILLANCE)

L'évolution électrochimique et chimique du lixiviat entre deux périodes de rinçage a été évaluée, afin de déterminer l'impact du temps de repos (période durant laquelle le lixiviat reste dans la bouteille de récolte) avant la collecte.

Pour rappel, la colonne T#1 était constituée de résidus LaRonde exposés et la colonne Sc#1 était composée de résidus LaRonde recouvert par une couche de résidus LaRonde amendés (dolomie) et une CEBC. La colonne Sc#2 était constituée de résidus LaRonde recouvert par une CEBC comprenant un GCB sous la CRH. La colonne Sc#3 était constituée de résidus LaRonde recouvert par une couche de résidus LaRonde amendés (dolomie) et d'une CEBC comprenant un GCB.

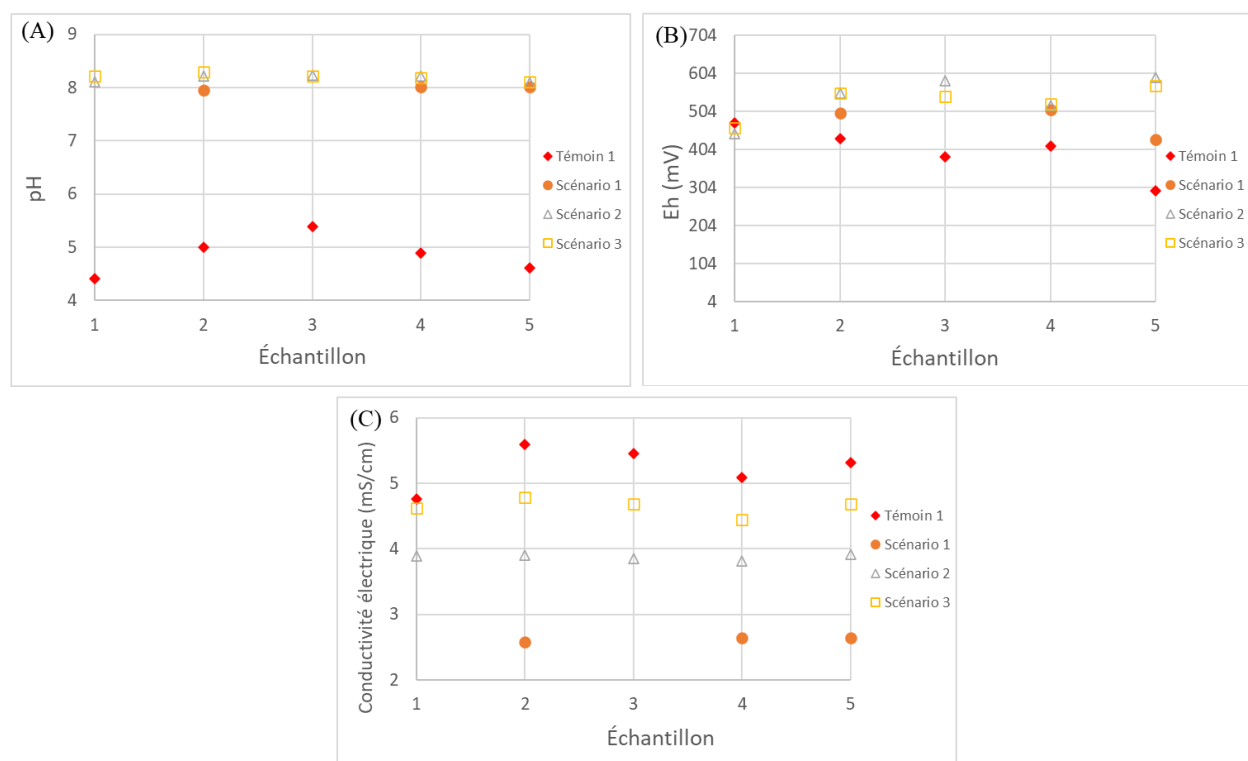


Figure G.1 Surveillance de l'évolution (A) du pH; (B) du Eh; (C) de la conductivité électrique, des colonnes T#1, Sc#1, Sc#2 et Sc#3 avant la récolte du lixiviat

Tableau G.1 Surveillance de l'évolution chimique des colonnes T#1, Sc#1, Sc#2 et Sc#3 avant la récolte du lixiviat

Témoïn 1																						
Échantillon	Élément (mg/L) No URSTM	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
1	109013	49,7	< DL	-	< DL	< DL	0,2	411,9	0,3	0,1	7,8	141,9	529,2	59,2	< DL	0,4	0,4	33,6	10,1	< DL	76,3	1394,1
2	109014	6,2	< DL	-	< DL	< DL	0,3	462,6	< DL	0,1	3,5	112	721,3	67,1	< DL	0,5	0,1	46,5	11,2	< DL	73,9	1600,9
3	109015	1	< DL	-	< DL	< DL	0,3	493,8	< DL	0,2	0,4	104,5	698,3	96,1	< DL	0,6	< DL	56,7	10,8	< DL	99,1	1584,3
4	109016	1,4	< DL	-	< DL	< DL	0,2	487,5	< DL	0,2	0,6	119,2	571,6	116,9	< DL	0,7	< DL	56	8,9	< DL	104,4	1471,8
5(composite)	109004	16	< DL	-	< DL	< DL	0,3	467,5	< DL	0,1	3,7	115,7	647	79,5	< DL	0,5	0,1	42,7	10,5	< DL	86,5	1523,8
Scénario 1																						
Échantillon	Élément (mg/L) No URSTM	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
1																						
2	109018	0,05	< DL	-	< DL	< DL	0	567,2	< DL	< DL	0	0,09	70,91	1,38	< DL	0,01	< DL	20,77	12,71	< DL	1,9	523,8
3																						
4	109020	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	590,55	0	0	< DL	0,01	75,61	1,25	< DL	0,01	< DL	21,73	13,03	< DL	1,86	563,08
5(composite)	108737	0,05	< DL	-	< DL	< DL	< DL	585,57	< DL	< DL	0	< DL	74,47	1,13	< DL	0,01	< DL	21,79	12,79	< DL	1,22	548,56
Scénario 2																						
Échantillon	Élément (mg/L) No URSTM	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
1	109021	0,1	< DL	-	< DL	< DL	< DL	492,1	< DL	< DL	0,3	< DL	62,4	2,7	< DL	< DL	0,1	107	298,4	< DL	6,2	774,1
2	109022	0,1	< DL	-	< DL	< DL	< DL	523,1	< DL	< DL	0,3	< DL	64,4	2,4	< DL	< DL	< DL	104,4	282,5	< DL	5,4	806
3	109023	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	478,07	< DL	< DL	0,2	< DL	95,12	1,19	< DL	< DL	0,02	129,1	360,2	< DL	0,34	900,8
4	109024	0,07	< DL	-	< DL	< DL	< DL	472,17	< DL	< DL	0,2	< DL	101,2	1,22	< DL	< DL	0,02	123,3	322,1	< DL	0,35	875,98
5(composite)	109010	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	454,38	< DL	< DL	0,3	< DL	77,89	1,17	< DL	0,01	0,04	104,8	387,5	< DL	1,41	894,09
Scénario 3																						
Échantillon	Élément (mg/L) No URSTM	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	K	Na	Ti	Zn	S
1	109025	0,1	< DL	-	< DL	< DL	< DL	436,6	< DL	< DL	0,3	< DL	69,6	1,2	< DL	< DL	< DL	139,1	459,8	< DL	2,6	880
2	109026	0,1	< DL	-	< DL	< DL	< DL	471,7	< DL	< DL	0,5	< DL	84,7	1,4	< DL	< DL	0,1	147,1	440,3	< DL	1,5	902,3
3	109027	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	503,05	< DL	< DL	0,1	< DL	64,6	2,17	< DL	0,03	0,03	93,64	278,9	< DL	4,58	787,62
4	109028	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	450,98	< DL	< DL	0,3	< DL	83,71	1,16	0,01	< DL	0,04	125,7	374	< DL	1,4	885,88
5(composite)	109011	0,04	< DL	-	< DL	< DL	< DL	519,97	< DL	< DL	0,1	< DL	67,27	1,92	< DL	0,02	0,02	88,98	280,8	< DL	2,91	779,59

ANNEXE H DONNÉES BRUTES POUR CALCULS THERMODYNAMIQUES (LOGICIEL VMINTEQ)

Les résultats des calculs thermodynamiques ont permis de déterminer les possibles phases minérales secondaires formées. Cette annexe présente les données brutes utilisées sur le logiciel Vminteq pour faire ces calculs.

Tableau H.1 Informations de base

Colonne	Rinçage	pH	Eh (mV)	pCO ₂ (ppm)	Température (°C)
T#1	14	2,76	593	400	25
T#2	7	7,91	324,1		
T#3	7	7,92	359,7		
T#4	7	7,35	362		
T#5	7	7,72	353,4		
Sc#1	7	8,02	430		
Sc#2	7	8,3	496,3		
Sc#3	7	8,25	505,9		

Tableau H.2 Données d'analyses chimiques utilisées

Colonne	Concentration (mg/L)															
	Al	As	Cd	Ca	Cr	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	K	Na	Zn	S
T#1	292,96	0,12	0,35	462,18	2,25	0,03	14,14	4124,7	255,18	26,3	1,05	1,41	4,82	12,9	170,1	3852
T#2	0,05	-	-	519	-	-	-	0,07	85,23	0,34	0,004	-	14,5	22,6	0,41	602,1
T#3	0,023	-	-	237	-	-	0,046	0,03	41,71	0,08	-	0,01	6,33	14,3	0,35	262,3
T#4	0,07	-	-	578	-	-	0,003	0,03	143,6	5,61	0,005	-	16,45	8,9	0,91	694,04
T#5	0,026	-	-	549	-	0,0006	-	0,01	155,47	5,99	0,016	-	15,39	35,2	1,6	715,3
Sc#1	0,05	-	-	585,57	-	-	0,01	-	74,47	1,13	0,01	-	21,79	12,8	1,2	548,6
Sc#2	0,1	-	-	480,6	-	-	0,2	-	59,6	2,5	-	0,1	128,1	437,2	3,6	869,4
Sc#3	0,1	-	-	457,2	-	-	0,3	-	58,3	1,2	-	-	178,5	715,8	0,8	1051

ANNEXE I FORMULAIRES D'ANALYSE DES RISQUES EN LABORATOIRE (FORMULAIRE SST)

Pour chaque travaux réalisés en laboratoire un formulaire SST a été rempli dans un premier temps, pour analyser les risque liés à la tâche réalisée (lié aux équipements utilisés et à l'espace de travail) puis à la fin des travaux, pour s'assurer de laisser l'espace de travail dans un état convenable. Cette annexe présente l'ensemble des formulaires remplis pour les travaux suivant :

- Caractérisation des matériaux (G_s , k_{sat} , granulométrie au tamis, CRE par tempe cell)
- Essai en colonne (construction des colonnes, réalisation de l'essai, démantèlement des colonnes)

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Vân-Hà-Aurélia Clément

Date : _____

Autres personnes (si applicable) : _____

Secteur de travail (chimie, géotechnique etc.)

: D013 - Mezzanine

Mesure du Gs

PRÉALABLES AU TRAVAIL

Équipement de protection individuel

Bottes.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Lunettes de sécurité.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐Sarrau.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Masque à gaz.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒Gants.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Autres(précisez SVP).....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒

PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)

Produits chimiques utilisés (nommer SVP): /

Analyse de fiches signalétiques.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒

IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
1. Prélever l'échantillon	Blessures	Port des EPI, Vigilance
2. Mettre l'échantillon dans l'appareil et prendre la mesure	Blessures	Port des EPI, Vigilance
3. Récupérer l'échantillon	Blessures	Port des EPI, Vigilance

ÉTAT DU TRAVAILLEUR (à cocher X pour choisir le cas qui s'applique à vous)

Je suis en santé et disposé à travailler

oui ☒non ☐

J'ai les capacités et la formation pour réaliser la tâche

oui ☒non ☐

J'ai bien compris les directives et les consignes

oui ☒non ☐

Travail autorisé par (nom du superviseur): Bruno Bussière Téléphone : (819) 762-0971, poste 2531

Signature du superviseur : _____

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant :



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens): _____

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Vân-Hà-Aurélia Clément

Date : _____

Autres personnes (si applicable) : _____

Secteur de travail (*chimie, géotechnique etc.*)

: Lab de géotechnique

Mesure du ksat

PRÉALABLES AU TRAVAIL

Équipement de protection individuel

Bottes.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Lunettes de sécurité.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐
 Sarrau.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Masque à gaz.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒
 Gants.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Autres(précisez SVP).....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒

PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)

Produits chimiques utilisés (nommer SVP): _____

Analyse de fiches signalétiques.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒
IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
1. Montage de la cellule et compaction de l'échantillon	Blessures, Chute	Port des EPI, Vigilance
2. Effectuer l'essai	Éclaboussures d'eau déionisée, Blessures, Chute	Port des EPI, Vigilance
3. Démontage de la cellule	Éclaboussures de l'échantillon, Blessures, Chute	Port des EPI, Vigilance

ÉTAT DU TRAVAILLEUR (à cocher X pour choisir le cas qui s'applique à vous)

Je suis en santé et disposé à travailler	oui ☒	non ☐
J'ai les capacités et la formation pour réaliser la tâche	oui ☒	non ☐
J'ai bien compris les directives et les consignes	oui ☒	non ☐

Travail autorisé par (nom du superviseur): Bruno Bussière Téléphone : (819) 762-0971, poste 2531

Signature du superviseur : _____

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant :



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens): _____

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Vân-Hà-Aurélia Clément

Date : _____

Autres personnes (si applicable) : _____

Secteur de travail (chimie, géotechnique etc.)

: Entrepôt

Granulométrie au tamis

PRÉALABLES AU TRAVAIL
Équipement de protection individuel
Bottes.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Lunettes de sécurité.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐Sarrau.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Masque à gaz.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒Gants.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Autres(précisez SVP).....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐
Masque N95
PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)

Produits chimiques utilisés (nommer SVP): /

Analyse de fiches signalétiques.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒
IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
1. Homogénéisation et séchage de l'échantillon	Chute, Blessure	Port des EPI, mitaine de four, Vigilance
2. Séparation de l'échantillon (pour avoir masse voulu)	Respiration de particules, Chute, Blessure	Port du masque et EPI, Utilisation de la hotte, Vigilance
3. Mettre l'échantillon dans la tour à tamis	Respiration de particules, Chute, Blessure	Port du masque et EPI, Utilisation de la hotte, Vigilance
4. Mettre tour à tamis dans RO-TAP	Chute, Blessures	Port des EPI, Fermer correctement les portes du RO-TAP, Vigilance

ÉTAT DU TRAVAILLEUR (à cocher X pour choisir le cas qui s'applique à vous)

Je suis en santé et disposé à travailler

oui ☒non ☐

J'ai les capacités et la formation pour réaliser la tâche

oui ☒non ☐

J'ai bien compris les directives et les consignes

oui ☒non ☐

Travail autorisé par (nom du superviseur): Bruno Bussière Téléphone : (819) 762-0971, poste 2531

Signature du superviseur : _____

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant :



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens): _____

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Date : 22/11/16Van-Hà-Aurélia Clément

Autres personnes (si applicable) :

Secteur de travail (chimie, géotechnique etc.)

: Lab géotechniqueCRE - temps cell
PRÉALABLES AU TRAVAIL
Équipement de protection individuel

 Bottes.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Lunettes de sécurité.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐
 Sarrau.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Masque à gaz.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒
 Gants.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Autres(précisez SVP).....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒
PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)
Produits chimiques utilisés (nommer SVP): /Analyse de fiches signalétiques.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☐
IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
① Montage temps cell	Blusures à la main	EPI, vigilance ^{port de gants anti-coupe}
② Saturation échantillon à l'eau déionisée	Eclaboussures	EPI, vigilance
③ Branchage cellule sur bombone d'azote	Chute de bombone (appareil sous-pression)	Ajustement pression sortante à 40 psi (indiquement forcé par équipement) Bombone attachée avec des sangles, vigilance, EPI

ÉTAT DU TRAVAILLEUR (à cocher X pour choisir le cas qui s'applique à vous)

Je suis en santé et disposé à travailler

oui ☒ non ☐

J'ai les capacités et la formation pour réaliser la tâche

oui ☒ non ☐

J'ai bien compris les directives et les consignes

oui ☒ non ☐Travail autorisé par (nom du superviseur): Bruno B. Téléphone : (819) 762-0971, #2531Signature du superviseur : Bruno B.

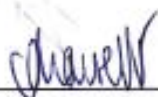
ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☐ ... À corriger ☒ ...	Remplir réservoir eau déionisée + Ranger équipements pour avoir de l'espace pour travailler
État des équipements	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant :



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):



LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Vân-Hà-Aurélia Clément

Date : 22.02.01

Autres personnes (si applicable) :

Alain Perrault, Lilas Côté

Secteur de travail (chimie, géotechnique
etc.) : Grand laboratoire (D013)

Construction de colonne expérimentale

PRÉALABLES AU TRAVAIL

Équipement de protection individuel

Bottes.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Lunettes de sécurité.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐Sarrau.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Masque à gaz.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒Gants.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Autres(précisez SVP).....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒

PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)

Produits chimiques utilisés (nommer SVP): /

Analyse de fiches signalétiques.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☐

IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
1. Remplir les colonnes et compacter les matériaux	Blessures, Chutes	Port d'EPI, Être attentif
2. Mettre les sondes dans les colonnes	Blessures	Port d'EPI, Être vigilant
3. Assembler des sections de colonnes	Blessures, Chutes	Port d'EPI, Être vigilant

ÉTAT DU TRAVAILLEUR (à cocher X pour choisir le cas qui s'applique à vous)

Je suis en santé et disposé à travailler

oui ☒non ☐

J'ai les capacités et la formation pour réaliser la tâche

oui ☒non ☐

J'ai bien compris les directives et les consignes

oui ☒non ☐

Travail autorisé par (nom du superviseur): Bruno Bussière Téléphone : 819-762-0971, poste 2531

Signature du superviseur : _____

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ...À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ...Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant :



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens): _____

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Van-Hà-Aurélia Clément

Date : 22/11/14

Autres personnes (si applicable) :

Secteur de travail (chimie, géotechnique etc.)

: D013

Essai en colonne

PRÉALABLES AU TRAVAIL
Équipement de protection individuel

Bottes.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Lunettes de sécurité.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐
 Sarrau.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Masque à gaz.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒
 Gants.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Autres(précisez SVP).....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒

PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)

Produits chimiques utilisés (nommer SVP):

HNO₃Analyse de fiches signalétiques.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐
IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
① Rémunération lixivants	Éclabouures, Chutes	Vigilance, EPI
② Acidification tube ICP-AES	Brûlure à l'acide Respiration de vapeur d'acide	Vigilance, EPI Vigilance, travail sous hotte, EPI
③ Analyse électro-chimique	Éclabouures	Vigilance, EPI
④ Titrage	Éclabouures	Vigilance, EPI

ÉTAT DU TRAVAILLEUR (à cocher X pour choisir le cas qui s'applique à vous)

Je suis en santé et disposé à travailler

oui ☒non ☐

J'ai les capacités et la formation pour réaliser la tâche

oui ☒non ☐

J'ai bien compris les directives et les consignes

oui ☒non ☐

Travail autorisé par (nom du superviseur): Bruno B. Téléphone : (819) 762-0971

#2531

Signature du superviseur :

Bruno B.

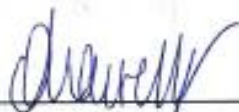
ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☐ ... À corriger ☒ ...	révisite après plusieurs → essais et remplacement de la solution titrante ≈ calibration titreur (module Alcalinité)

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant :



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens) :



LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Vân-Hà-Aurélia Clément

Date : 2023-03-23

Autres personnes (si applicable) :

/

Secteur de travail (chimie, géotechnique etc.)

: D013 - grand laboratoire

PRÉALABLES AU TRAVAIL
Équipement de protection individuel
Bottes.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Lunettes de sécurité.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐Sarrau.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Masque à gaz.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒Gants.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Autres(précisez SVP).....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒
PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)

Produits chimiques utilisés (nommer SVP): /

Analyse de fiches signalétiques.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒
IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
Démantèlement des colonnes	Chutes d'objets	Immobilisation de la colonne
	Chute/Blessures	Vigilance, port d'EPI
	Projection de matériau	Vigilance, port d'EPI

ÉTAT DU TRAVAILLEUR (à cocher X pour choisir le cas qui s'applique à vous)

Je suis en santé et disposé à travailler

oui ☒non ☐

J'ai les capacités et la formation pour réaliser la tâche

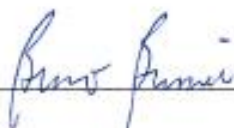
oui ☒non ☐

J'ai bien compris les directives et les consignes

oui ☒non ☐

Travail autorisé par (nom du superviseur): Bruno Bussière Téléphone : (819) 762-0971, poste 2531

Signature du superviseur :



ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant :

Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Vân-Hà-Aurélia Clément

Date : 2022-11-18

Autres personnes (si applicable) :

Secteur de travail (chimie, géotechnique etc.)
: Grand laboratoire (D013)

Collecte de gaz dans colonne

PRÉALABLES AU TRAVAIL

Équipement de protection individuel

 Bottes.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Lunettes de sécurité.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐
 Sarrau.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Masque à gaz.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒
 Gants.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐ Autres(précisez SVP).....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒
PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)

Produits chimiques utilisés (nommer SVP): /

Analyse de fiches signalétiques.....oui ☐.....non ☐.....n/a ☒
IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
1. Prélèvement de gaz à la seringue	Blessures par piqûre	Port de gants anti-coupure, Vigilance
2. Mesure de la concentration en oxygène	Piqûre par seringue	Port de gants anti-coupure, Vigilance

ÉTAT DU TRAVAILLEUR (à cocher X pour choisir le cas qui s'applique à vous)

Je suis en santé et disposé à travailler	oui ☐	non ☐
J'ai les capacités et la formation pour réaliser la tâche	oui ☐	non ☐
J'ai bien compris les directives et les consignes	oui ☐	non ☐

Travail autorisé par (nom du superviseur): Bruno Bussière Téléphone : (819) 762-0971, poste 2531

Signature du superviseur : _____

ÉTAT DES LIEUX ET DES ÉQUIPEMENTS AVANT LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Correction(s) apportée(s), si nécessaire
État des EPI	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Accès à l'espace de travail	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
État du sol	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Éclairage	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Propreté du plan de travail	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
Disponibilités des équipements	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	
État des équipements	Bon ☒ ... À corriger ☐ ...	

ÉTAT DES LIEUX APRÈS LE TRAVAIL

Inspection à faire	État	Commentaires
Rangement du poste de travail	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage du poste de travail	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Rangement des équipements	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Nettoyage des équipements	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	
Vérification que le lieu est laissé sécuritaire	Oui ☒ ... Non ☐ ... n/a ☐ ...	

Signature de l'exécutant : _____



Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens): _____