

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Utilisation de rejets miniers amendés ou non comme matériaux de
recouvrement pour contrôler le DMA : Cas de la mine Canadian Malartic**

LAILA EL-AFFANI

Département des génies civils, géologiques et des mines

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

Génie minéral

Décembre 2024

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé:

Utilisation de rejets miniers amendés ou non amendés comme matériaux de recouvrement pour contrôler le DMA : Cas de la mine Canadian Malartic

Présenté par **Laila EL-AFFANI**

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

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

Vincent Cloutier, président

Bruno Bussière, membre et directeur

Benoît Plante, membre et codirecteur

John Molson, membre externe

DÉDICACE

Dis : "Ô mon Seigneur, accrois mes connaissances."

À la mémoire de mon père

À ma mère et mes sœurs

À Ismail

REMERCIEMENTS

Louange à Allah, qui m'a accompagnée tout au long de ma vie et, plus particulièrement, durant ces deux dernières années. Je Le remercie de m'avoir donné le courage de sortir de ma zone de confort et la persévérance nécessaire pour mener à bien cette aventure, qui reste l'une des plus éprouvantes que j'ai vécues jusqu'à présent.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers mon directeur de recherche, Bruno Bussière, pour sa guidance précieuse et son soutien constant tout au long de mon parcours. Son accueil chaleureux dès le début de ce projet a été une véritable source d'inspiration, et ses conseils avisés m'ont permis de progresser dans mes travaux.

Je remercie également mon co-directeur, Benoît Plante, pour ses recommandations judicieuses et son soutien indéfectible. Son expertise a grandement contribué à la qualité de ce travail.

Je tiens à remercier sincèrement Asif Qureshi pour son aide précieuse. Ses conseils éclairés, sa disponibilité et son expertise ont été déterminants pour surmonter les défis techniques liés à la modélisation hydrogéochimique avec MIN3P.

Un grand merci à la mine Canadian Malartic pour sa collaboration, ainsi que pour avoir mis à disposition les matériaux nécessaires à ce projet et manifesté un intérêt soutenu pour la recherche effectuée.

Je souhaite aussi remercier chaleureusement l'équipe technique du laboratoire de l'URSTM pour leur aide précieuse et leur patience. Leur bonne humeur et leur disponibilité ont été un réel soutien tout au long de ce projet.

Je suis également reconnaissante envers les professeurs et le personnel administratif de l'IRME-UQAT, qui ont su créer un environnement propice à l'épanouissement académique et professionnel.

Un merci tout particulier à mes collègues, qui se reconnaîtront, et à celles et ceux qui ont partagé cette expérience avec moi.

Enfin, je tiens à remercier ma famille pour leur amour inconditionnel et leur soutien sans faille. Vous êtes ma plus grande source d'énergie. Je pense également à mes amis au Maroc pour leurs encouragements constants.

RÉSUMÉ

Au Québec, la géologie diversifiée et riche en ressources minérales est à la base d'une industrie minière vigoureuse qui a un impact bénéfique pour l'économie de la province. Mais l'industrie minière est également à l'origine de défis environnementaux, notamment ceux en lien avec les rejets miniers. Les gisements exploités dans la province sont souvent associés à des formations géologiques contenant des sulfures, comme la pyrite et la pyrrhotite, courants dans les roches volcaniques et métamorphiques des provinces géologiques comme la province du Supérieur en Abitibi. Ces minéraux régulièrement présents dans les rejets, lorsqu'ils sont exposés à l'air et à l'eau, s'oxydent et produisent du drainage minier acide (DMA). La gestion des stériles et des résidus miniers au Québec représente un enjeu crucial pour concilier l'exploitation des ressources minérales et l'environnement, particulièrement lorsque ceux-ci ont un potentiel à générer du DMA.

Dans des conditions climatiques relativement humides, le contrôle du DMA repose sur le contrôle de la disponibilité de l'oxygène. Une des façons de contrôler les flux d'oxygène est de construire une couverture avec effets de barrières capillaires (CEBC) par-dessus les résidus. La CEBC est conçue pour maintenir la couche de rétention d'humidité à un degré de saturation élevé ($S_r > 85\%$) ce qui permet de contrôler les flux d'oxygène et ainsi prévenir le DMA. Cependant, un des principaux défis à l'utilisation des CEBC réside dans l'approvisionnement économique en matériaux naturels ayant les propriétés appropriées. En réponse à ce défi, les entreprises minières s'orientent de plus en plus vers l'utilisation des matériaux miniers à faible génération d'acide ou peu réactifs comme matériaux de recouvrement (CEBC) dans une optique d'économie circulaire. Néanmoins, des incertitudes demeurent concernant la géochimie des eaux de lixiviation issues d'une CEBC composée des matériaux miniers peu réactifs.

L'objectif général de cette étude est d'évaluer la possibilité d'utiliser des résidus miniers à faible teneur en sulfure ($\approx 1\%$ de soufre) comme une couche de rétention d'humidité (CRH) ($=S_r > 85\%$) dans une CEBC, malgré un potentiel de génération d'acide incertain (RPN : ratio potentiel neutralisant < 2). Plus spécifiquement, l'étude vise à évaluer leur risque de générer des contaminants à long terme lorsqu'ils sont exposés à des conditions naturelles ou lorsqu'ils sont intégrés dans une CEBC. En outre, l'étude examine l'option d'ajouter du calcaire aux résidus miniers pour améliorer leur comportement géochimique, dans une CEBC ou non. Le projet de recherche a d'abord caractérisé les principales propriétés physiques, hydrogéologiques, chimiques

et minéralogiques des matériaux testés. Ensuite, des essais en colonne ont été réalisés avec chaque matériau utilisé dans les CEBC testés afin d'évaluer leur comportement hydrogéochimique de façon séparée. De grands essais en colonne ont été utilisés pour tester le comportement hydrogéochimique d'une CEBC composée entièrement de matériaux miniers, avec des résidus amendés ou non amendés comme CRH et des stériles non générateurs d'acide comme couche de bris capillaire (CBL). Les colonnes ont été instrumentées et surveillées pendant 10 cycles (252 jours). La modélisation numérique du transport réactif à l'aide de MIN3P (Mayer, 2000) a été utilisée pour reproduire le comportement hydrogéochimique des matériaux seuls et lorsqu'ils sont utilisés en tant que couches dans une CEBC. Les modèles numériques calibrés ont ensuite été utilisés pour établir des prédictions à long terme (500 ans). Ce projet de recherche a été inspiré par une étude de cas, la mine Canadian Malartic (CM).

Les travaux de caractérisation des matériaux montrent que les résidus de la mine Canadian Malartic contiennent 2% de pyrite avec un potentiel incertain de génération d'acide (RPN de 1,2). Les stériles ne sont pas générateurs d'acide (RPN = 5,4). L'ajout d'un amendement calcaire a permis de bouger les résidus dans la zone non potentiellement génératrice d'acide, en augmentant leur RPN à 3,4. Les propriétés hydrogéologiques des matériaux testés sont similaires à celles trouvées dans la littérature pour les résidus, résidus amendés et les stériles et sont appropriées comme matériaux d'une CEBC. Ces résidus à faible teneur en soufre ont une valeur de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) de l'ordre de 10^{-5} cm/s et une valeur d'entrée d'air, AEV de 1,5 m d'eau; ces valeurs sont similaires aux valeurs des matériaux utilisés dans le passé dans des CEBC efficaces. Les stériles testés dans cette étude ont des propriétés hydrogéologiques typiques de celles attendues pour les couches de matériaux grossiers d'une CEBC, avec une valeur k_{sat} élevée (10^{-2} cm/s) et une faible capacité de rétention d'eau (AEV = 0,004 m d'eau). Des simulations hydrogéochimiques ont aussi été réalisées au moyen du code MIN3P (Mayer et al., 2002). La première étape de la modélisation a été de calibrer les modèles numériques pour les colonnes témoins, en ajustant certains paramètres en fonction des résultats de laboratoire. Une fois que les modèles reproduisent les tendances générales observées au laboratoire, les mêmes paramètres ont été employés pour simuler le comportement hydrogéochimique des CEBC composés des mêmes matériaux. Les modèles numériques calibrés ont ensuite été utilisés pour établir des prédictions à long terme (500 ans). Les résultats de simulation numérique du comportement hydrogéochimique des résidus à faible teneur en sulfures et les résidus amendés seuls et lorsque utilisés comme couche

de rétention d'humidité dans une CEBC montrent que le modèle de transport réactif MIN3P peut reproduire le comportement géochimique observé au laboratoire. Les résultats indiquent que les rejets seuls ou combinés ne génèrent pas de contaminants à court terme mais génèrent tout de même des sulfates indiquant que les minéraux sulfureux s'oxydent. Les prédictions à long terme (500 ans) montrent que les résidus seuls contenant 2 % de pyrite peuvent produire un drainage minier acide (DMA) lorsqu'ils sont exposés à des conditions de laboratoire. L'utilisation des résidus faiblement générateur d'acide comme couche de rétention d'humidité permet de mieux contrôler l'acidité (pH=6,5-7), de limiter la réactivité de la pyrite et de réduire la mobilité de contaminants. L'ajout d'un amendement calcaire permet de stabiliser le pH (7-8) par rapport aux résidus seuls, bien que ce scénario demeure insuffisant pour limiter totalement l'oxydation de la pyrite, même si elle est ralentie. L'utilisation de résidus à faible teneur en sulfure amendés avec du calcaire comme CRH dans une CEBC est le scénario le plus efficace. Ce scénario réduit significativement le risque de génération de DMA grâce à une saturation élevée qui réduit l'oxygène disponible pour l'oxydation de la pyrite, tandis que calcaire neutralise toute acidité générée, garantissant un pH neutre et stable à long terme. En résumé, en conditions de laboratoire, les rejets testés ayant un potentiel incertain de génération d'acide peuvent être utilisés comme CRH sans générer de quantité significative de contaminant. Pour réduire le risque, un ajout d'amendement calcaire est une alternative intéressante.

ABSTRACT

In Quebec, the diverse geology and abundant mineral resources underpin a robust mining industry that has a beneficial impact on the province's economy. However, the mining industry also presents environmental challenges, particularly those related to mine waste. The ore deposits exploited in the province are often associated with geological formations containing sulfides, such as pyrite and pyrrhotite, common in volcanic and metamorphic rocks in geological provinces like the Superior province in Abitibi. These minerals are frequently found in mine waste and, when exposed to air and water, oxidize and produce acid mine drainage (AMD). Managing mine tailings and waste in Quebec is a crucial issue to balance mineral resource exploitation with environmental protection, especially when there is potential for AMD generation.

In relatively humid climatic conditions, AMD control relies on limiting oxygen availability. One way to control oxygen flux is by constructing a cover with a capillary barrier effect (CCBE) over the tailings. The CCBE is designed to maintain the moisture retention layer at a high degree of saturation ($S_r > 85\%$), effectively controlling oxygen fluxes and preventing AMD. However, one of the main challenges in using CCBEs is the economic procurement of natural materials with appropriate properties. In response, mining companies are increasingly turning to low-acid-generating or non-reactive mine materials as CCBE cover materials, aligning with circular economy principles. Nevertheless, uncertainties remain regarding the geochemistry of leachates from a CCBE composed of minimally reactive materials.

The general objective of this study is to evaluate the feasibility of using low-sulfide ($\approx 1\%$ sulfur) mine tailings as a moisture retention layer (MRL) ($S_r > 85\%$) in a CCBE, despite an uncertain acid-generation potential (NPR: Neutralization potential ratio < 2). Specifically, the study aims to assess their long-term risk of generating contaminants under natural conditions or when integrated into a CCBE. Additionally, the study explores the option of adding limestone to the tailings to improve their geochemical behavior, either within a CCBE or on their own.

The research project first characterized the primary physical, hydrogeological, chemical, and mineralogical properties of the tested materials. Column tests were then conducted with each material used in the tested CCBEs to independently evaluate their hydrogeochemical behavior. Large column experiments were used to test the hydrogeochemical behavior of a CCBE composed entirely of mine materials, with amended or unamended tailings as the MRL and non-acid-

generating waste rock as the capillary break layer (CBL). The columns were instrumented and monitored over 10 cycles (252 days). Numerical reactive transport modeling using MIN3P (Mayer, 2000) was employed to replicate the hydrogeochemical behavior of the materials both independently and as CCBE layers. The calibrated numerical models were then used to make long-term predictions (500 years). This research project was inspired by a case study at the Canadian Malartic (CM) mine.

The material characterization results show that the Canadian Malartic mine tailings contain 2% pyrite with an uncertain acid-generation potential (NPR = 1,2). The waste rock is non-acid-generating (NPR = 5,4). Adding a limestone amendment shifted the tailings into the non-potentially acid-generating zone, raising their NPR to 3,4. The tested materials' hydrogeological properties are similar to those found in the literature for tailings, amended tailings, and waste rock, and are suitable for use in a CCBE. The low-sulfide tailings have a saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) of approximately 10^{-5} cm/s and an air-entry value (AEV) of 1,5 m; these values are comparable to materials successfully used in existing CCBEs. The waste rock tested in this study exhibits typical hydrogeological properties expected for coarse materials in a CCBE, with high k_{sat} (10^{-2} cm/s) and low water retention capacity (AEV = 0,004 m).

Hydrogeochemical simulations were also conducted using the MIN3P code (Mayer et al., 2002). The first modeling step involved calibrating numerical models for control columns by adjusting parameters based on laboratory results. Once the models reproduced general laboratory trends, the same parameters were used to simulate the hydrogeochemical behavior of CCBEs made from the same materials. The calibrated models were then used to make long-term predictions (500 years).

The simulation results of the hydrogeochemical behavior of low-sulfide tailings and amended tailings, both independently and as a moisture retention layer in a CCBE, demonstrate that the MIN3P reactive transport model could replicate the laboratory-observed geochemical behavior. The results indicate that the waste materials alone or combined do not generate significant contaminants in the short term but still produce sulfates, indicating oxidation of sulfide minerals. Long-term predictions (500 years) show that tailings containing 2% pyrite can generate AMD when exposed under laboratory conditions. Using low-acid-generating tailings as an MRL helps better control acidity (pH = 6,5–7), limit pyrite reactivity, and reduce contaminant mobility. Adding a

limestone amendment stabilizes the pH (7–8) compared to unamended tailings, although this scenario is still insufficient to completely prevent pyrite oxidation, even if the process is slowed.

The use of low-sulfide, limestone-amended tailings as an MRL in a CCBE is the most effective scenario. This configuration significantly reduces the risk of AMD generation by maintaining high saturation levels that limit oxygen availability for pyrite oxidation, while the limestone neutralizes any acid generated, ensuring a neutral and stable pH over the long term. In summary, under laboratory conditions, the tested waste materials with uncertain acid-generation potential can be used as an MRL without producing significant contaminants. Adding a limestone amendment is a promising alternative to further reduce risks.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES FIGURES.....	XVIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXI
LISTE DES ANNEXES.....	XXIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	25
1.1 Contexte général.....	25
1.1.1 Les réactions d'oxydation des minéraux sulfureux.....	27
1.1.2 Les minéraux neutralisants et les minéraux secondaires.....	30
1.2 Méthodes de contrôle du drainage minier acide.....	34
1.2.1 Exclusion de l'eau	34
1.2.2 Exclusion de l'oxygène	34
1.3 La problématique générale	35
1.4 Les hypothèses de la recherche	36
1.5 Les objectifs de la recherche	37
1.6 L'architecture du document	37
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	39
2.1 Le flux de l'eau et propriétés des sols poreux en milieu saturé et non saturé.....	39
2.1.1 Le flux de l'eau dans un sol poreux saturé.....	39

2.1.2	Le flux d'eau dans un sol poreux non saturé.....	41
2.1.3	La courbe de rétention d'eau (CRE)	44
2.1.4	La fonction de la perméabilité.....	49
2.2	La diffusion des gaz dans les milieux poreux	52
2.2.1	La diffusion de l'oxygène à travers les milieux non réactifs	53
2.2.2	La diffusion de l'oxygène à travers les milieux réactifs	54
2.2.3	Les flux d'oxygène à travers les matériaux de recouvrement.....	57
2.3	Les couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC).....	59
2.3.1	Les effets de barrières capillaires	59
2.3.2	La configuration des couvertures avec effet de barrière capillaire	61
2.3.3	Matériaux naturels.....	65
2.3.4	La valorisation des rejets miniers dans les CEBC.....	65
2.4	Modélisation géochimique	68
2.4.2	Les formules mathématiques du modèle de transport réactif.....	73
2.4.3	Les modèles de transport réactif simulant la génération et l'atténuation du DMA	74
CHAPITRE 3	MATÉRIAUX ET MÉTHODES	78
3.1	Provenance des matériaux.....	78
3.1.1	Contexte géologique de la mine Canadian Malartic	78
3.1.2	Description des matériaux utilisés.....	79
3.2	Techniques de caractérisation physique.....	80
3.2.1	Analyse granulométrique	80
3.2.2	Densité relative.....	81
3.3	Résultats de la caractérisation physique.....	81
3.3.1	Granulométrie.....	81

3.3.2	Densité relative.....	83
3.4	Techniques de caractérisation hydrogéologique	84
3.4.1	Essais de conductivité hydraulique saturée (k_{sat})	84
3.4.2	Courbe de rétention d'eau (CRE).....	86
3.5	Résultats de caractérisation hydrogéologique	89
3.5.1	La conductivité hydraulique saturée	89
3.5.2	Courbe de rétention d'eau	89
3.6	Techniques de caractérisation chimique et minéralogique	91
3.6.1	Analyse soufre-carbone.....	91
3.6.2	Analyse des éléments chimiques ICP-AES.....	92
3.6.3	Analyse minéralogique MEB-EDS	92
3.7	Résultats de caractérisation chimique et minéralogique	93
3.7.1	Analyse soufre/carbone.....	93
3.7.2	Analyse ICP-AES.....	94
3.7.3	MEB EDS.....	95
3.7.4	La réconciliation minéralogique.....	96
3.8	Essais en colonne	98
3.8.2	Instrumentation des colonnes	102
3.8.3	Cycle de mouillage-drainage.....	104
3.8.4	Suivi des colonnes.....	104
3.8.5	Démantèlement des colonnes	105
3.9	Modélisation numérique du comportement géochimique des colonnes avec MIN3PRO 106	
3.9.1	Description du code MIN3P.....	106
3.9.2	Approche méthodologique de la modélisation.....	106

CHAPITRE 4	ARTICLE 1: GEOCHEMICAL BEHAVIOR OF AMENDED AND NON-AMENDED MINE TAILINGS AS COVER MATERIALS FOR AMD CONTROL: COLUMN TESTS AND REACTIVE TRANSPORT MODELING	109
4.1	Abstract	109
4.2	Introduction	110
4.3	Materials, methods and column description.....	112
4.3.1	Materials' sampling.....	112
4.3.2	Physical and hydrogeological properties.....	112
4.3.3	Chemical and mineralogical properties.....	113
4.4	Column experiments	115
4.5	Reactive transport modeling.....	117
4.5.1	Numerical model MIN3P	117
4.5.2	Fundamental model formulation	118
4.5.3	Flow formulation.....	118
4.5.4	Reactive transport formulation.....	118
4.5.5	Conceptual model.....	119
4.5.6	Model domain and boundary conditions	119
4.5.7	Reactive transport system.....	121
4.6	Results from column tests and numerical modelling	123
4.6.1	Hydrogeological results.....	124
4.6.2	Geochemical results	125
4.7	Long-term behavior of the tested columns.....	135
4.8	Assumptions and limitations of the numerical study	137
4.9	Conclusion and Perspectives.....	138
4.10	Appendix A. Supplementary data	140

4.11	Acknowledgement.....	140
4.12	References	141
CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE		146
5.1	Analyse géochimique des éléments contaminants	146
5.2	Les résultats géochimiques de deux CEBC, avec et sans amendement, à différentes échelles.....	148
5.2.1	Description des cellules expérimentales	148
5.2.2	La comparaison de la qualité de l'eau à différentes échelles	150
5.3	L'effet de l'échelle sur les résultats.....	152
5.4	Calculs d'équilibres thermodynamiques	153
5.5	Limites de l'étude.....	154
CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....		156
6.1	Conclusions	156
6.1.1	Rappel du contexte et de l'objectif de l'étude.....	156
6.1.2	Propriétés des matériaux	157
6.1.3	Les essais en colonne	157
6.1.4	La modélisation du transport réactif.....	158
6.2	Recommandations	159
RÉFÉRENCES.....		161
ANNEXES		175

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Méthodes de détermination de la CRE selon la succion	46
Tableau 2.2: Principaux modèles descriptifs de la courbe de rétention d'eau.....	47
Tableau 2.3: Équations et paramètres du modèle prédictif de MK (Aubertin et al., 1998; Aubertin et al., 2003; Kalonji, 2014).....	49
Tableau 2.4: Les équations prédictives de la conductivité hydraulique saturée	51
Tableau 2.5: Modèles prédictifs de la fonction de perméabilité	52
Tableau 2.6: Le fonctionnement et les propriétés des différentes couches de la CEBC (tiré des travaux d'Aubertin et al.1995).	63
Tableau 2.7: Les réactions géochimiques de transport réactif (<i>Mayer et al., 2002</i>)	75
Tableau 3.1: Caractéristiques de la courbe granulométrique des différents matériaux	83
Tableau 3.2: La densité relative des différents matériaux étudiés	84
Tableau 3.3: Résultats des essais de conductivité hydraulique saturée sur les matériaux étudiés	89
Tableau 3.4 : Caractéristiques de la courbe de rétention des trois échantillons étudiés	91
Tableau 3.5: Les résultats des analyses S/C.....	94
Tableau 3.6: Composition chimique des échantillons solides en mg/kg.....	95
Tableau 3.7: La caractérisation minéralogique des échantillons par le MEB-EDS	96
Tableau 3.8: Résultats de la réconciliation minéralogique pour les trois échantillons étudiés	97
Tableau 3.9: Caractéristiques des sondes TEROS 11	103
Tableau 3.10: Les paramètres mesurés sur les échantillons des lixiviats.....	105
Tableau 3.11: Les paramètres d'entrée de la modélisation transport réactif avec MIN3PRO	107
Table 4.1: Physical and hydrogeological properties of studied materials.....	113
Table 4.2: Neutralization potential, acid potential and net neutralization.	114
Table 4.3: Mineralogical composition for each material used in the column experiments.	115

Table 4.4: Recharge water and initial pore water composition applied in the model for the three simulations.	120
Table 4.5: Stoichiometry of the reactions and mineral equilibrium constants kk_m used in the modeling of the experimental column test (from MIN3P databases). a: Irreversible reaction b: thermodynamically - controlled irreversible reaction.	121
Table 4.6: Mineral reaction rate formulations and kinetic rate coefficients used in the MIN3P model simulations.	123
Tableau A-6.1: Compilation des principaux projets de recherche sur des CEBC construites par des matériaux miniers (modifié de Kalonji-kabambi, 2020).....	175

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Modèle conceptuel décrivant les processus hydrogéologiques et géochimiques dans les parcs à résidus générateurs de DMA (Plante et al., 2021).	27
Figure 1.2: Étapes de la formation du drainage minier acide par l'oxydation de la pyrite (tiré de Aubertin et al., 2002).	29
Figure 2.1: Le principe de continuité schématisé par un volume élémentaire représentatif de sol parcouru par un débit unitaire q_w suivant l'axe (OX) (tiré de Hillel (1998)).	42
Figure 2.2: Courbe de rétention d'eau schématisée (adapté de Fredlund et al. (2012)).	45
Figure 2.3: Représentation graphique de courbes de la conductivité hydraulique typiques (tiré de Aubertin et al. (1995))	50
Figure 2.4: Courbes de rétention d'eau conceptuelles pour un silt et un sable (tiré d'Aubertin et al., 1995).	60
Figure 2.5: Fonctions de perméabilités conceptuelles d'un sable et d'un silt (tiré d'Aubertin et al., 1995).	60
Figure 2.6: Configuration de la couverture avec effets de barrière capillaire (modifié d'Aubertin et al. 1995).	62
Figure 2.7: Modèle Shrinking core. Le modèle suppose que les grains de sulfures sont sphériques et qu'ils subissent une oxydation progressive. Pour réagir avec la surface du grain non réactif, l'oxygène doit se déplacer (par diffusion) à travers le fluide environnant, le film aqueux entourant les particules, ainsi que la zone de précipitation secondaire et de minéraux déjà oxydés (halo d'altération) (adapté de Mayer et al., 2002).	72
Figure 3.1: Préparation des stériles et résidus au laboratoire URSTM	78
Figure 3.2: : Carte géologique des sous-provinces de l'Abitibi et de Pontiac autour de la mine Canadian Malartic (De et al., 2020).	79
Figure 3.3: Courbe granulométrique des résidus, de l'amendement calcaire et du mélange calcaire-résidus.	82
Figure 3.4: Courbe granulométrique des stériles CPO.	83

Figure 3.5: Perméamètre à paroi flexible utilisé pour les résidus et les résidus amendés	85
Figure 3.6: Les cellules de Tempe utilisées pour les résidus et les résidus amendés.....	87
Figure 3.7: Montage utilisé pour réaliser les essais de perméabilité et pour obtenir la courbe de rétention d'eau en drainage (Peregoedova, 2012).....	88
Figure 3.8: Courbe de rétention d'eau des résidus MCM	90
Figure 3.9: Courbe de rétention d'eau des résidus amendés	90
Figure 3.10: Courbe de rétention d'eau des stériles	91
Figure 3.11: Le potentiel de génération d'acide selon les résultats obtenus par les analyses S/C pour les résidus, stériles et résidus amendés.....	94
Figure 3.12: Configuration des colonnes témoins.....	100
Figure 3.13: Configuration des grandes colonnes.....	101
Figure 3.14: Montage des colonnes au laboratoire URSTM.....	102
Figure 3.15: Courbes de calibration des sondes TEROs 11 pour les matériaux étudiés	104
Figure 4.1: Experimental configuration displaying control columns (C1, C2, C3) and instrumented CCBE columns (C4, C5).....	117
Figure 4.2: Degree of saturation for low-reactive tailings (T) and amended tailings (TA).	124
Figure 4.3: Observed and simulated hydrogeological behavior of the CCBE columns (left with low reactive tailings, right with amended tailings).	125
Figure 4.4: Average concentrations of mineral weathering products SO_4 , Ca, Mg, K, Na, and pH over time measured in the leachate from the waste rock column, compared to aqueous concentrations exiting the simulation domain.....	126
Figure 4.5: Average concentrations of mineral weathering products SO_4 , Ca, Mg, K, Na, and pH over time measured in the leachate from the low-reactive tailings column, compared to aqueous concentrations exiting the simulation domain.....	128
Figure 4.6: Average concentrations of mineral weathering products SO_4 , Ca, Mg, K, Na, and pH over time measured in the leachate from the amended tailings column, compared to aqueous concentrations exiting the simulation domain.....	129

Figure 4.7: Gypsum saturation indices of low-reactive tailings (a) and amended tailings (b) simulated with MIN3P at different time intervals, simulated with VMINTEQ with the leachate water quality (c)	131
Figure 4.8: Average concentrations of mineral weathering products SO_4 , Ca, Mg, K, Na, and pH over time measured in the leachate from the CCBE-T column, compared to aqueous concentrations exiting the simulation domain model calibration for CCBE with low-reactive tailings.	133
Figure 4.9: Average concentrations of mineral weathering products SO_4 , Ca, Mg, K, Na, and pH over time measured in the leachate from the CCBE-TA column, compared to simulated aqueous concentrations exiting the domain pf the calibrated model for the CCBE with amended tailings.....	135
Figure 4.10: Simulated geochemical evolution of the leachate of low-reactive tailings (T), amended tailings (TA), CCBE-T and CCBE-TA for a period of 500 years.....	137
Figure 4.11: Gypsum saturation indices for CCBE-T and CCBE-TA simulated with VMINTEQ	140
Figure 5.1: Évolution de la qualité de l'eau dans les lixiviats pour les éléments (Zn, Al, Cu, Mn) provenant des T, TA, CEBC-T, CEBC-TA.	148
Figure 5.2: Schémas simplifié (a) et coupes transversales des recouvrements CEBC (b) et CEBC amendée (c) à l'échelle pilote instrumentés par des lysimètres de succion, tiré de Canadian Malartic (2020).....	149
Figure 5.3: Comparaison des éléments (pH, Ca, SO_4 , Na, K et Zn) mesurés dans les lixiviats au laboratoire et in situ.....	151
Figure 5.4: Comparaison de l'alcalinité et la conductivité mesurés dans les lixiviats au laboratoire et in situ.	152
Figure 5.5: Indices de saturation du gypse calculés par Visual MINTEQ pour les colonnes C1, C2, C3 et C4.....	153

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AEV	Air entry value ou pression d'entrée d'air
AMD	Acid mine drainage
AP	Acid potential
ARD	Acid rock drainage
ASTM	American society for testing materials
CBC	Couche de bris capillaire
CCBE	Cover with capillary barrier effects
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
CO	Concentration d'oxygène dans l'air [-]
Cp	Teneur massique en pyrite [-]
CRH	Couche de rétention d'humidité
D ₁₀	Diamètre des particules correspondant à 10% passants sur la courbe granulométrique [L]
D ₅₀	Diamètre des particules correspondant à 50% passants sur la courbe granulométrique [L]
D ₆₀	Diamètre des particules correspondant à 60% passants sur la courbe granulométrique [L]
D _e	Coefficient de diffusion effective de l'oxygène [L ² T ⁻¹]
DMA	Drainage minier acide
F _{s,L}	Flux d'oxygène à la base d'une couche en condition permanente [ML ⁻² T ⁻¹]
G _s	Specific gravity
HDPE	High-density polyethylene
ICP-AES	Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy
IRME	Institut de recherche en mines et environnement
K'	Réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène [T ⁻¹]
KCM	Kozeny Carman modifié
kPa	kiloPascal
K _r	Coefficient effectif du taux de réaction de l'oxygène [T ⁻¹]

k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée
L	Épaisseur de la couche [L]
LTA	Les terrains aurifères
MEB	Microscopie électronique à balayage
MK	Kovac modifié
MO	Microscopie optique
MRL	Moisture-retaining layer
n	Porosité [-]
NEDEM	Programme canadien de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement
NNP	Net Neutralization Potential
NP	Neutralization Potential
NPAG	Non potentially acid generating ou non-potentiellement générateur d'acidité
O ₂	Oxygène [-]
PAG	Potentially acid generating ou potentiellement générateur d'acidité
PEHD	Polyethylene haute densité
R	Constante universelle des gaz [-]
RETC	Retention curve
RIME	Research on Mine and Environment
SEM	Scanning electron microscopy
S _r	Degré de saturation [-]
T	Température (degré)
t	Temps [T]
TEV	Teneur en eau volumique
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
USCS	Unified soil classification system
VG	van Genuchten
WEV	Water entry value [L]

WRC	Water retention curve
θ	Teneur en eau volumique [L^3L^{-3}]
θ_r	Teneur en eau résiduelle [L^3L^{-3}]
Ψ	Succion [$ML^{-1}T^{-2}$]
D_a^0	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air [L^2T^{-1}]
D_w^0	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau [L^2T^{-1}]

LISTE DES ANNEXES

Annexe A compilation des projets de recherche menés sur les CEBC construites en matériaux miniers	175
Annexe B résultats de démantèlement des colonnes CEBC	180
Annexe C Courbe granulométrique de l'amendement calcaire	181
Annexe D Analyse élémentaire de l'amendement calcaire par ICP AES et digestion par micro-onde	182
Annexe E Résultats hydrogéologiques des essais en colonne des deux colonnes CEBC	183
Annexe F: Fiches d'évaluation des risques.....	184

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte général

Les activités minières génèrent des quantités importantes de rejets, principalement sous forme de roches stériles et de résidus miniers. Les roches stériles sont des matériaux grossiers excavés pour atteindre la zone minéralisée, tandis que les résidus miniers sont des matériaux fins issus du concassage et du traitement du minerai afin d'en extraire les composantes économiquement exploitables. La gestion de ces matériaux repose sur leur entreposage dans des zones spécialement aménagées : les haldes à stériles pour les roches stériles et les parcs à résidus pour les résidus miniers. Ces aires de stockage doivent être conçues de manière à garantir une stabilité chimique, physique et environnementale à court, moyen et long termes, tout en respectant les exigences réglementaires et en répondant aux attentes sociétales en matière de durabilité et de responsabilité environnementale (Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin et al., 2002). Un des principaux défis liés à ces rejets est le drainage minier acide (DMA), un phénomène qui peut survenir dans toute exploitation de gisements contenant des minéraux sulfureux. Lorsque des rejets contenant des sulfures, tels que la pyrite (FeS_2), la pyrrhotite (Fe_{1-x}S) et l'arsénopyrite (FeAsS), sont exposés à des conditions atmosphériques favorisant leur oxydation, leur stabilité chimique peut être compromise, ce qui les rend potentiellement générateurs de DMA (Nordstrom et Alpers, 1999; Blowes et al., 2014). Cette oxydation produit des lixiviats acides riches en métaux, posant des risques environnementaux majeurs.

Le drainage minier acide (DMA) est un défi environnemental qui, bien que reconnu dès le XIX^e siècle, n'a véritablement capté l'attention des scientifiques qu'à partir des années 1950, lorsque les mécanismes géochimiques responsables, comme l'oxydation des sulfures, ont été mieux compris. Au fil des décennies, alors que l'industrie minière se développait et que les impacts sur les écosystèmes devenaient de plus en plus évidents, le DMA est devenu un enjeu majeur pour les acteurs de l'industrie minière, incitant au développement de solutions innovantes et durables. Les années 1980 et 1990 ont marqué un tournant, avec une prise de conscience collective et l'émergence de stratégies pour contrôler ce phénomène, notamment à travers le développement des systèmes de recouvrement.

Ainsi, pour faire face à cette problématique du DMA, des systèmes de recouvrement ont été développés afin de contrôler les deux facteurs essentiels à la génération d'acide: l'infiltration de l'eau et la diffusion de l'oxygène. Ces systèmes visent à garantir une qualité de l'eau conforme aux normes environnementales en vigueur et à maintenir les sites miniers dans un état respectant les exigences en matière de santé, de sécurité et d'environnement. La prévention efficace du DMA repose sur la réduction de la disponibilité des deux éléments clés nécessaires à l'oxydation des sulfures: l'oxygène et l'eau. En limitant leur accès aux matériaux réactifs grâce à des recouvrements adaptés, il est possible de minimiser l'oxydation des minéraux sulfureux, de réduire le risque de production d'acide et de garantir la stabilité à long terme des infrastructures d'entreposage des rejets miniers.

La génération du drainage minier acide (DMA) est un processus complexe qui dépend de la pétrologie, la minéralogie, la géologie structurale, la géomorphologie, l'écoulement des eaux de surface, l'hydrogéologie des eaux souterraines, le climat, et l'activité bactérienne (Nordstrom, 2011). La formation du DMA provient de l'oxydation des minéraux sulfureux lorsqu'ils sont exposés à l'eau météorique et à l'oxygène atmosphérique. Le DMA présente généralement un pH compris entre 2 et 6 avec une abondance des ions sulfates et des concentrations élevées en métaux dissous (Jambor, 1994). Les concentrations des métaux libérés sont contrôlées par la minéralogie du gisement, le taux d'oxydation des minéraux sulfureux et la proportion des minéraux neutralisants. Dans le cas de résidus miniers riches en minéraux neutralisants comme les carbonates, un ensemble de réactions de neutralisation est produit pour augmenter le pH, ce qui a pour effet de réduire la mobilité des métaux dissous en favorisant la précipitation minérale (Plante et al., 2021)

La figure 1.1 représente les différents processus hydrogéologiques et géochimiques observés dans un profil d'un parc à résidus générateur d'acide, situé dans des conditions climatiques humides. Les variations du niveau de la nappe phréatique entraînent des degrés de saturation qui varient de la surface vers la profondeur, formant ainsi deux zones différentes; une zone non saturée en surface et une zone entièrement saturée située sous la surface de la frange capillaire.

La variation du degré de saturation facilite la migration de l'oxygène atmosphérique du sommet à travers la zone non saturée vers le bas, atteignant ainsi les résidus. L'évolution des processus hydrogéologiques s'accompagnent de l'évolution géochimique de l'eau interstitielle dans les

résidus. L'oxydation des minéraux sulfureux dans le front d'oxydation libère des ions H^+ et des concentrations élevées de métaux dissous. La migration des eaux acides engendre une série de réactions de neutralisation qui tamponnent le pH de l'eau interstitielle (Blowes et Jambor, 1990; Lindsay et al., 2015). Ces réactions de neutralisation libèrent principalement des éléments dissous tels que le Ca, Mg, Al, K, H_4SiO_4 , etc., qui réagissent avec les produits de l'oxydation des sulfures, pouvant favoriser la précipitation des minéraux secondaires (Blowes et al., 1991). L'épuisement des sulfures et des carbonates dans les résidus peu profonds permet à l'oxygène de migrer sous la surface jusqu'à atteindre les résidus plus profonds.

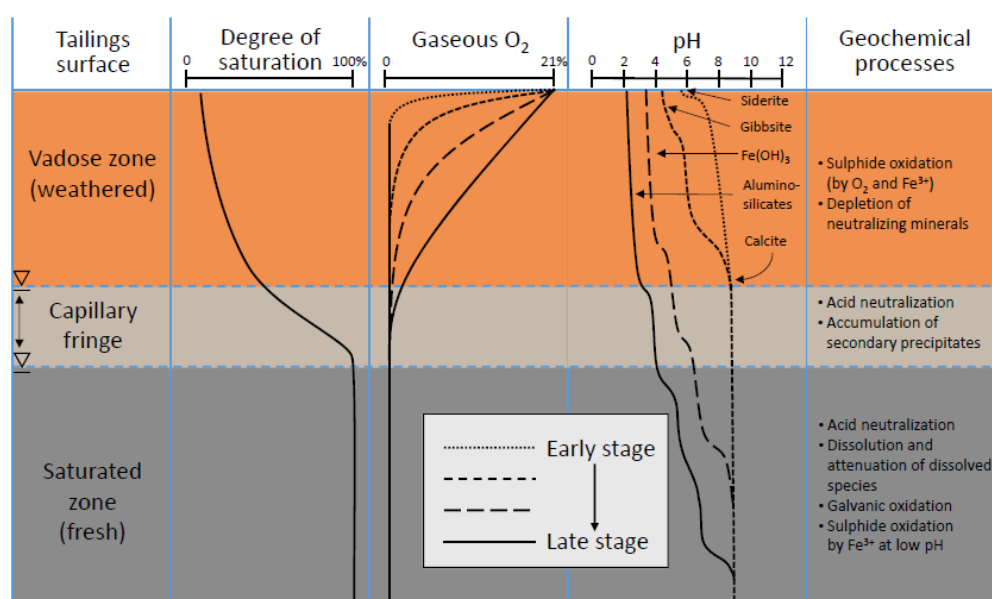


Figure 1.1: Modèle conceptuel décrivant les processus hydrogéologiques et géochimiques dans les parcs à résidus générateurs de DMA (Plante et al., 2021).

1.1.1 Les réactions d'oxydation des minéraux sulfureux

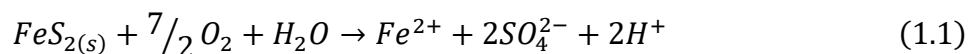
Les minéraux sulfureux dominants dans les résidus miniers sont principalement la pyrite et la pyrrhotite (Jambor, 1994). Bien que d'autres minéraux sulfureux tels que l'arsénopyrite ($FeAsS$), la sphalérite ($Zn, Fe S$), la chalcopryrite ($CuFeS_2$) et la galène (PbS) soient également fréquemment présents, leur contribution à la formation du drainage minier acide est moindre. Ces minéraux sont toutefois importants en tant que sources potentielles de contamination en métaux dans le DMA ou dans le drainage neutre contaminé (DNC). Bien que le drainage minier acide soit le problème environnemental le plus dévastateur associé aux résidus miniers contenant des sulfures, le DNC

peut également avoir des impacts non négligeables sur l'environnement. En effet, la libération et le transport des éléments tels que Arsenic (As), Cadmium (Cd), Cobalt (Co), Nickel (Ni), Manganèse (Mn), Plomb (Pb), Zinc (Zn), Antimoine (Sb) et Molybdène (Mo), dans des conditions de pH neutre a été reconnu comme un problème environnemental potentiel dans de nombreux contextes miniers (Nicholson, 2004).

1.1.1.1 L'oxydation de la pyrite

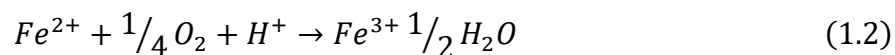
La pyrite est le minéral le plus communément associé aux métaux de base et d'or. L'oxydation de la pyrite est un processus qui peut se faire par trois mécanismes: chimique, biochimique, et par des interactions galvaniques (Chopard et al., 2017). L'oxydation de la pyrite a fait l'objet de plusieurs recherches (Moses et al., 1987; Ritcey, 1989; Morin et Hutt, 1994; Nicholson, 1994; Ritchie, 1994; Scharer et al., 1994; Bonnissel-Gissinger et al., 1998; Nordstrom et Alpers, 1999; Blowes et al., 2003). On présente dans ce qui suit un résumé simplifié du processus.

Lorsque le pH est près de la neutralité, l'oxydation de la pyrite par l'oxygène produit une mole de Fe^{2+} , deux moles de l'ion sulfates (SO_4^{2-}) et deux moles de H^+ pour chaque mole de pyrite selon la réaction suivante (équation 1.1) (Nordstrom et Alpers, 1999):

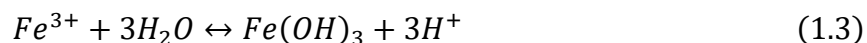


Le processus d'oxydation du soufre implique une série de réactions intermédiaires au cours desquelles un certain nombre de composés se forment tels que le soufre natif (S_0), les sulfites (SO_3^{2-}) et les thiosulfates ($S_2O_3^{2-}$, $S_4O_6^{2-}$, $S_3O_6^{2-}$) (Goldhaber, 1983; Jambor, 1994).

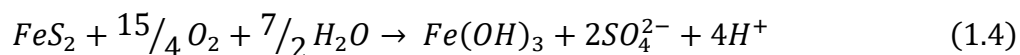
Le fer ferreux (Fe^{2+}) libéré par l'oxydation directe de la pyrite peut être oxydé en fer ferrique (Fe^{3+}) à toutes les plages de valeurs de pH, comme indiqué dans la réaction ci-dessous (équation 1.2) :



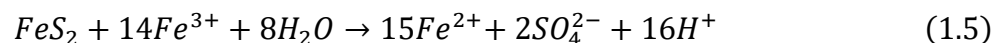
Le fer ferrique (Fe^{3+}) peut être hydrolysé et précipité sous forme d'oxyhydroxyde de fer $Fe(OH)_3(s)$ à condition que le pH soit suffisamment élevé (équation 1.3) :



La réaction globale est exprimée comme la suivante (équation 1.4) :



Dans des conditions de faible pH, le fer ferrique (Fe^{3+}) produit par l'oxydation du fer ferreux (Fe^{2+}) peut également réagir avec la pyrite (équation 1.5). Cette réaction indirecte peut s'exprimer comme suit (Moses et al., 1987) :



L'oxydation de la pyrite par le fer ferrique est intimement contrôlée par le pH (Figure 1.2). Lorsque le pH augmente, le rôle du Fe^{3+} dans l'oxydation de la pyrite devient moins important, principalement en raison de la faible solubilité du Fe^{3+} (Nordstrom et Alpers, 1999). Simultanément, le taux d'oxydation de la pyrite par l'oxygène augmente proportionnellement à l'augmentation du pH (Nicholson, 1994).

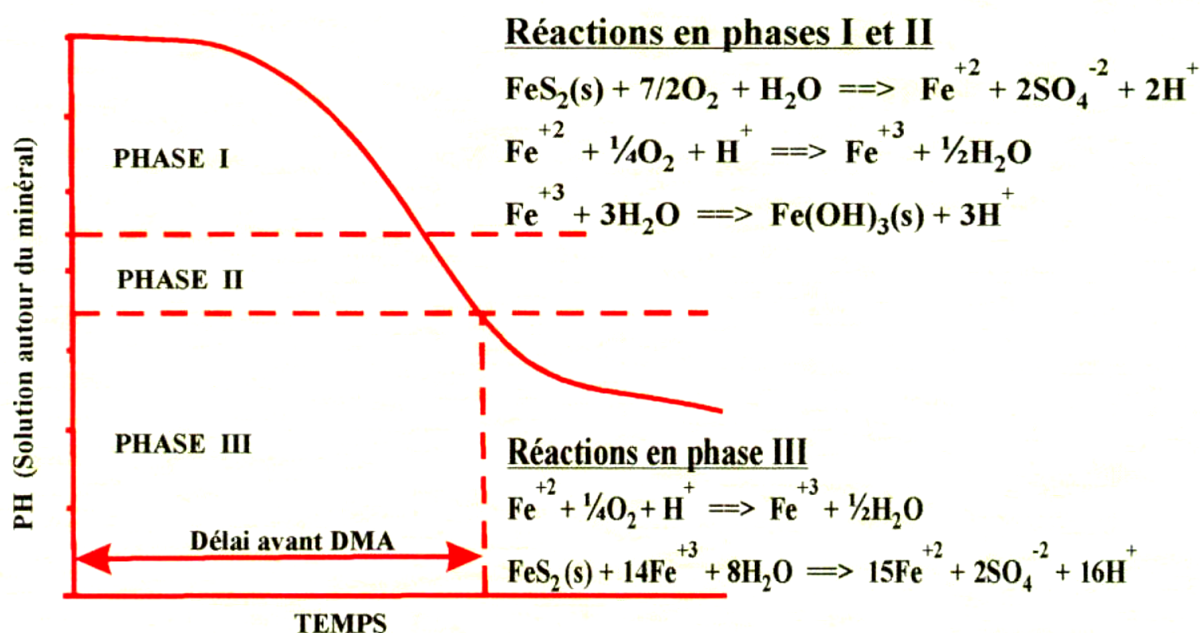
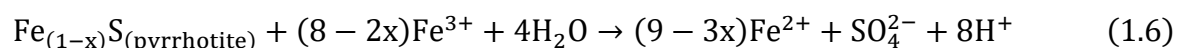
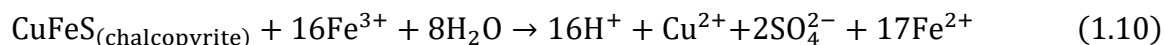
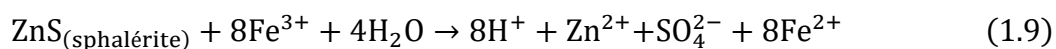
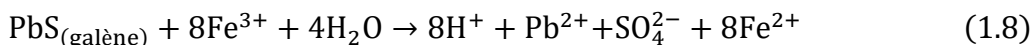
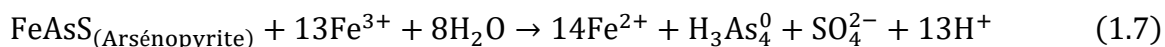


Figure 1.2: Étapes de la formation du drainage minier acide par l'oxydation de la pyrite (tiré de Aubertin et al., 2002)

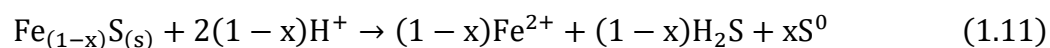
Outre la pyrite, d'autres minéraux sulfureux tels que la pyrrhotite, l'arsénopyrite, la galène, la sphalérite et la chalcoppyrite peuvent s'oxyder par l'oxygène ou par le fer ferrique (Fe^{3+}). Les réactions d'oxydation de ces minéraux peuvent être décrites par les équations (équations 1.6, 1.7, 1.8, 1.9 et 1.10) (Rimstidt et al., 1994) :





1.1.1.2 L'oxydation par la catalyse bactérienne

L'oxydation des minéraux sulfureux et du fer ferreux (Fe^{2+}) est catalysée par les bactéries (Mills, 1999), notamment *Acidithiobacillus*, *Thiobacillus* et *Leptospirillum ferroxydants*. Leur présence favorise l'augmentation du taux d'oxydation, ce qui limite la formation des minéraux secondaires contenant le soufre élémentaire issus de l'oxydation des minéraux sulfureux (exemple : oxydation de la pyrrhotite (équation 1.11)).



Les bactéries neutrophiles ($5.5 < \text{pH} < 8.5$), telles que *Thiobacillus*, et les acidophiles ($\text{pH} < 3$), comme *Acidithiobacillus thiooxydants*, peuvent oxyder le soufre dans des contextes du drainage minier, respectivement, à des pH neutres et acides (Blowes et al., 1998; Benner et al., 2000; Lindsay et al., 2011). Ce processus biochimique implique l'oxydation des composés intermédiaires du soufre (S_2 , S_0 , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ et d'autres), qui servent de source d'énergie pour les bactéries (Gould et Kapoor, 2003).

Les bactéries ferroxydantes telles que *Acidithiobacillus ferrooxidans* (anciennement *Thiobacillus ferrooxidans*) sont capables de tirer l'énergie en oxydant des composés sulfurés intermédiaires comme les thiosulfates; ces bactéries peuvent également catalyser l'oxydation du fer ferreux (Fe^{2+}) en fer ferrique (Fe^{3+}) (Singer et Stumm, 1970; Nicholson, 1994). À pH acide, les bactéries peuvent oxyder le Fe^{2+} jusqu'à 105 fois plus vite que l'oxydation par le processus abiotique (Nordstrom, 2003).

1.1.2 Les minéraux neutralisants et les minéraux secondaires

La dissolution des minéraux neutralisants est un processus crucial dans la cinétique de génération du DMA. Elle a pour effet d'augmenter le pH des eaux interstitielles, contrôler le taux d'oxydation

des minéraux sulfureux, ainsi que réduire la mobilité des métaux en raison de leur faible solubilité à un pH élevé (Holmström et al., 1999).

L'acidité produite par l'oxydation des sulfures est neutralisée par la dissolution des carbonates, des oxyhydroxydes et des minéraux silicatés (Blowes et Ptacek, 1994; Blowes et al., 2014). La composition minéralogique des résidus détermine les minéraux impliqués dans la neutralisation de l'acidité.

Plusieurs modèles conceptuels, basés sur des essais expérimentaux et des observations de terrain, ont été proposés pour comprendre le processus de neutralisation de l'acidité en fonction du pH des eaux interstitielles (Morin et al., 1988; Blowes et Ptacek, 1994; Jurjovec et al., 2002). Ces modèles ont mis en évidence le rôle des carbonates et des oxyhydroxydes dans le processus de neutralisation, et ont montré que le pH est tamponné par une séquence de réactions de dissolution-précipitation. Cette séquence consiste en la dissolution de la calcite (CaCO_3), de la sidérite (FeCO_3), des hydroxydes d'Al (gibbsite : $\text{Al}(\text{OH})_3$), des hydroxydes de Fer ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) et des silicates.

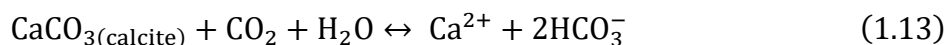
1.1.2.1 La dissolution des minéraux carbonatés

La calcite est le minéral carbonaté le plus rencontré dans les résidus miniers. Elle présente une solubilité élevée d'environ 4.5×10^9 [-], par conséquent, elle a un pouvoir élevé de neutralisation. La dissolution de la calcite permet de maintenir le pH de l'eau interstitielle près de la neutralité (au-dessus de 5.5), pourvu qu'il y ait une teneur suffisante de calcite dans les résidus et que la vitesse d'écoulement des eaux soit lente par rapport à la réaction de dissolution.

En absence de l'oxygène, par exemple sous le niveau de la nappe phréatique, la dissolution de la calcite se fait selon la réaction suivante (équation 1.12) :

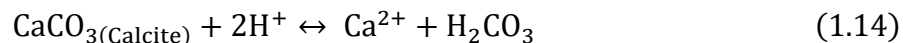


Dans un système ouvert, la neutralisation de l'acidité par la dissolution de la calcite peut s'exprimer selon la réaction suivante (équation 1.13):

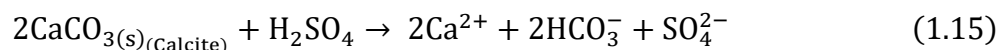


Le taux de dissolution des minéraux neutralisants dépend de plusieurs paramètres, tels que le pH, la température, la composition minéralogique, et l'oxydation des ions en solution. Lorsque le pH

de la solution est au-dessus de 6.3, la réaction de la dissolution de la calcite s'écrit selon l'équation (1.12). En revanche, si le pH de la solution est inférieur 6.3, la dissolution s'effectue selon la réaction suivante (équation 1.14) :

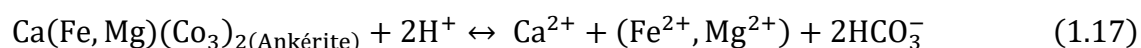
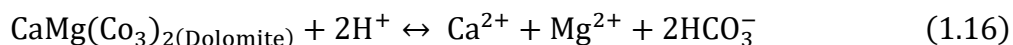


La neutralisation du drainage minier acide par la dissolution de la calcite se traduit par la réaction suivante (équation 1.15):



D'autres minéraux carbonatés comme la dolomite $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ et l'ankérite $\text{Ca}(\text{Fe}, \text{Mg}, \text{Mn})(\text{CO}_3)_2$ peuvent neutraliser le DMA. Ces deux minéraux permettent de maintenir le pH des eaux interstitielles à des valeurs pouvant atteindre 8 (Blowes et al., 1998; Lindsay et al., 2009).

La dissolution de la dolomite et de l'ankérite est respectivement exprimée selon les équations suivantes (équations 1.16 et 1.17) :



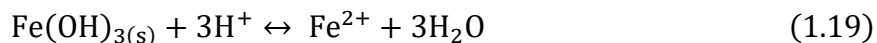
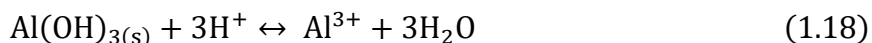
La calcite est le premier minéral à neutraliser l'acidité en raison de sa solubilité élevée. En revanche, le pouvoir neutralisant des autres minéraux neutralisants est faible en raison de leur faible solubilité.

L'épuisement des carbonates primaires (calcite, dolomite et ankérite) entraînera la diminution du pH des eaux interstitielles, jusqu'à atteindre le prochain plateau de pH, où l'équilibre avec un minéral ayant une solubilité plus faible (ex. oxyhydroxydes) se formera (Blowes et Ptacek, 1994).

1.1.2.2 La neutralisation par la dissolution des oxyhydroxydes

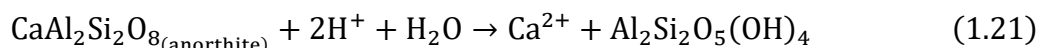
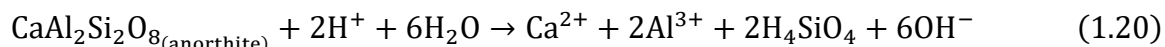
Les oxyhydroxydes sont des phases minérales qui s'accumulent dans les résidus miniers suite à l'oxydation des sulfures et la dissolution des minéraux aluminosilicatés (Blowes et al., 1991; Jurjovec et al., 2002). L'équilibre de ces minéraux produit des plateaux de pH d'environ 4 pour les oxyhydroxydes d'Al ($\text{Al}(\text{OH})_3$) et 3 pour les oxyhydroxydes de Fe ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) (Blowes et Ptacek, 1994). L'oxydation des sulfures engendre des concentrations élevées de fer dissous, tandis que la présence et la dissolution des minéraux aluminosilicatés apportent de l'aluminium au milieu. Ceci

conduit à la précipitation des oxyhydroxydes d'aluminium (gibbsite) et de fer ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) dans la zone d'oxydation. Lorsque les eaux acides migrent en profondeur, l'acidité est neutralisée par les carbonates restants (Moncur et al., 2005). Après l'épuisement des carbonates, la dissolution de la gibbsite et les hydroxydes de fer ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) dans des conditions acides peut contribuer à la neutralisation de l'acidité, respectivement, selon les équations suivantes (équations 1.18 et 1.19) :



1.1.2.3 La dissolution des minéraux aluminosilicatés

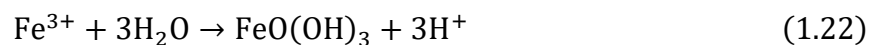
À la suite de l'épuisement des carbonates et des oxyhydroxydes rapidement solubles, la dissolution des silicates peut contribuer à la neutralisation de l'acidité (Jambor et al., 2002). La dissolution des aluminosilicates est lente, par conséquent, ces réactions sont cinétiquement limitées et sont à l'origine des concentrations élevées en Al, et en silicium (Si) dans les eaux interstitielles (Jambor et al., 2002; Jurjovec et al., 2002). La réaction de dissolution des minéraux aluminosilicatés peut être congruente ou incongruente. Dans la réaction congruente, une phase solide se transforme en éléments solubles (équation 1.20) tandis que la réaction incongruente correspond à la dissolution des silicates, ou une phase solide se transforme en une autre phase solide (équation 1.21).



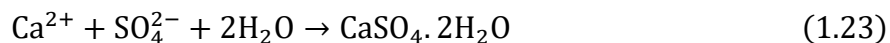
1.1.2.4 La formation des minéraux secondaires

Au fur et à mesure que les résidus s'oxydent, les réactions entre les produits dissous de l'oxydation des sulfures, ainsi qu'entre les espèces dissoutes et les résidus, conduisent à la formation d'une séquence de minéraux secondaires. Ces minéraux secondaires s'accumulent à la surface des grains ou dans les vides entre les particules de résidus (Blowes et al., 1991). La précipitation des minéraux secondaires comme les oxyhydroxydes et des hydroxysulfates de fer se produit généralement dans la zone d'oxydation. La ferrihydrite (équation 1.22) est parmi les oxyhydroxydes de fer les plus courants dans les contextes du DMA. La précipitation du gypse (équation 1.23) peut se produire dans la zone d'oxydation et sous la zone d'oxydation (Blowes et al., 1991; McGregor et Blowes, 2002; Graupner et al., 2007; Quispe et al., 2013).

Ferrihydrite



Gypse



1.2 Méthodes de contrôle du drainage minier acide

Afin de contrôler la production du drainage minier acide, il est nécessaire de prévenir la génération de l'acidité à la source en inhibant l'oxydation des sulfures. Cela peut être réalisé par l'exclusion d'un ou plusieurs réactifs du processus d'oxydation des sulfures, principalement l'oxygène et l'eau (équation 1.4) (SRK, 1989; Aubertin et al., 2002).

1.2.1 Exclusion de l'eau

L'objectif principal des barrières à l'eau est de contrôler les infiltrations des eaux de surface. Pour les parcs à résidus, l'infiltration des eaux de surface par percolation est la principale source d'eau à contrôler pour prévenir la production des lixiviats contaminés. L'exclusion de l'eau peut être réalisée à l'aide des barrières physiques à faible perméabilité (également appelés des barrières imperméables). Ces barrières physiques étanches peuvent être composées par des matériaux à faible conductivité hydraulique saturée (géomembrane, et membrane d'argile géosynthétique, till compacté, etc.) (Aubertin et al., 1995; Albright et al., 2006; Aubertin et al., 2016). Néanmoins, l'utilisation de ces matériaux soulève plusieurs défis en termes de performance et de durabilité à long terme (Maqsoud et al., 2021). Des recouvrements de stockage-relargage (SR) ont démontré leur performance pour contrôler l'infiltration des eaux de surfaces dans les régions arides et semi-arides. Ils sont constitués d'une couche de rétention d'humidité placée sur une couche de bris capillaire. Cette configuration permet de stocker l'eau par capillarité durant les périodes de pluie et de la relarguer durant les périodes sèches par évapotranspiration (Zhan et al., 2001; Aubertin et al., 2009; Bossé et al., 2013).

1.2.2 Exclusion de l'oxygène

Le contrôle de l'oxygène est la méthode la plus efficace en climat humide pour empêcher les réactions chimiques de se produire et donc limiter la production du drainage minier acide à long terme (SRK, 1989). L'exclusion de l'oxygène afin de contrôler le DMA nécessite généralement la

mise en place d'un système de recouvrement conçu pour réduire la diffusion du flux d'oxygène. Trois méthodes peuvent être utilisées à cette fin. La première méthode consiste en un recouvrement en eau, une technique impliquant l'ennoiment des résidus sulfureux sous une couche d'eau (MEND, 2001b; Awoh et al., 2013). La deuxième méthode est la monocouche avec nappe phréatique surélevée (NPS), où des structures imperméables sont utilisées pour maintenir le niveau de la nappe phréatique à une profondeur inférieure à la moitié de la valeur d'entrée d'air (Ouangrawa et al., 2005; Demers et al., 2008; Ethier, 2018). Cela permet de maintenir les résidus en état de saturation et ainsi éviter le contact entre l'oxygène et les minéraux sulfureux. La mise en place d'un matériau avec les bonnes propriétés hydrogéologiques recouvrant les résidus, permet de contrôler l'accessibilité de l'oxygène aux résidus sous-jacents. La troisième méthode pour exclure l'oxygène est l'utilisation des couvertures multicouches à effets de barrière capillaire (CEBC). Ce type de recouvrement est composé d'une couche de rétention d'humidité (matériau à grain fin) comprise entre deux couches de bris capillaire (matériau à grain grossier). La mise en place de cette configuration typique aux CEBC permet de maintenir la couche de rétention d'humidité à un degré de saturation élevé afin de réduire le flux d'oxygène atteignant les résidus réactifs en bas (Nicholson et al., 1989; Ricard et al., 1997; Bussière et al., 2007). Ce projet porte particulièrement sur les couvertures à effet de barrière capillaire (CEBC) qui sont décrites en détails à la section 2.2.

1.3 La problématique générale

La construction de CEBC implique l'utilisation de volume important de matériaux naturels, ce qui a pour effet d'augmenter l'empreinte environnementale de l'exploitation minière. Pour réduire cette empreinte, il a été proposé d'utiliser des rejets miniers au lieu des sols comme constituants de la CEBC, soit les résidus miniers comme couche de rétention d'humidité (Nicholson et al., 1989; Aubertin et Chapuis, 1991) et les stériles comme couches de bris capillaire (Kalonji Kabambi et al., 2017). Mais avant d'utiliser les rejets miniers comme matériaux de recouvrement pour la restauration des sites miniers, il est essentiel d'évaluer leur potentiel de génération d'acide et de contamination, notamment leur capacité à générer de l'acide. Généralement, le ratio potentiel de neutralisation/potentiel de génération d'acide ($RPN = PN/PA$), calculé à partir de tests statiques (Plante et al., 2021), est utilisé comme indicateur clé. Un RPN supérieur à 2 (MEND, 2009) est généralement considéré comme un seuil pour qualifier un matériau comme non générateur d'acide et apte à être utilisé dans une couverture avec effet de barrière capillaire (CEBC). Cependant, dans

certains cas, les matériaux avec un RPN compris entre 1 et 2 présentent un défi pour les entreprises minières qui aimeraient les valoriser comme matériaux de recouvrement.

Un autre paramètre important influençant la production d'acide est le degré de saturation (S_r). Il est bien établi que lorsque les résidus sont maintenus à un degré de saturation élevé, typiquement supérieur à 85 %, la génération d'acide devient négligeable (Ouangrawa et al., 2010). Par conséquent, si des résidus miniers sont utilisés comme couche de rétention d'humidité (CRH) dans une CEBC et que leur degré de saturation reste supérieur à 85 %, même des résidus avec un RPN inférieur à 2 pourraient théoriquement être utilisés.

Cette étude explore donc la possibilité d'utiliser des résidus à faible teneur en soufre (≈ 1 %) comme CRH (avec $S_r > 85\%$) dans une CEBC, malgré un $RPN < 2$. Elle évalue également leur risque à long terme de générer des contaminants lorsqu'ils sont soumis à des conditions naturelles ou intégrés dans une CEBC. De plus, l'étude examine l'impact de l'ajout de calcaire aux résidus miniers comme moyen d'augmenter leur RPN et d'améliorer leur comportement géochimique, que ce soit en tant que CRH dans une CEBC ou non. Ce projet de recherche s'inspire d'une étude de cas réelle, celle de la mine Canadian Malartic (CM). Une des solutions de restauration les plus prometteuses pour limiter la production de DMA du parc à résidus miniers de CM consiste à réutiliser les matériaux disponibles sur le site (résidus et stériles) pour construire une CEBC.

1.4 Les hypothèses de la recherche

Les principales hypothèses du projet de recherche sont :

- Les résidus non amendés génèrent des contaminants à long terme.
- Les résidus non amendés ne génèrent pas de contaminants à long terme lorsqu'utilisés comme couche de rétention d'humidité dans une CEBC efficace (qui maintient un $S_r > 85\%$).
- L'utilisation d'un amendement calcaire permet la neutralisation à long terme de l'acidité générée par les résidus miniers.
- L'ajout d'un amendement calcaire réduit la réactivité des résidus, et donc améliore leur performance lorsqu'ils sont utilisés comme couche de rétention d'humidité.

- La modélisation numérique de transport réactif au moyen du code MIN3P (interface Min3Pro) peut reproduire le comportement hydrogéochimique des scénarios au laboratoire, et permettre de faire des projections à long terme quant à l'efficacité des CEBC constituées de rejets miniers à contrôler la qualité de l'eau.

1.5 Les objectifs de la recherche

L'objectif principal du présent mémoire vise à évaluer le comportement hydrogéochimique à long terme des résidus miniers seuls ou amendés lorsqu'utilisés comme couche de rétention d'humidité dans le recouvrement avec effets de barrière capillaire (CEBC) et ce en vue de prévenir la génération du drainage minier acide. En plus de cet objectif principal, cette étude propose quatre objectifs spécifiques :

- Déterminer les caractéristiques physiques, hydrogéologiques, chimiques et minéralogiques des résidus miniers et des stériles étudiés.
- Évaluer et comparer le comportement hydrogéochimique des résidus miniers sans ou avec un amendement calcaire, utilisés seuls ou dans une CEBC à l'aide d'essais en colonnes.
- Calibrer et valider un modèle numérique de transport réactif pour reproduire le comportement hydrogéochimique des scénarios testés.
- Prédire la qualité de l'eau à long terme s'écoulant à travers les différentes colonnes au laboratoire.

1.6 L'architecture du document

Suite de cette mise en contexte (Chapitre 1), une revue de littérature en lien avec ce projet est présentée au chapitre 2. Ce chapitre se divise trois volets distincts. Dans un premier temps, il décrit les concepts théoriques sur l'écoulement de l'eau et de gaz dans les sols saturés et non saturée, en mettant l'accent sur les propriétés hydrogéologiques des matériaux. Ensuite il aborde en détails la couverture avec effets de barrière capillaire. On y décrit sa configuration typique, les fonctions des différentes couches et les matériaux utilisés dans sa construction. Enfin, le chapitre 2 décrit les modèles hydrogéochimiques, en se concentrant sur les modèles transport réactif qui seront appliqués dans le cadre de ce projet. Le corps du mémoire est constitué du chapitre 3, qui présente les matériaux et la méthodologie expérimentale employée pour atteindre les objectifs énoncés

précédemment, ainsi que les résultats obtenus lors de la caractérisation des matériaux. Le chapitre 4 détaille les résultats des essais en colonnes, ainsi que les résultats de la modélisation hydrogéochimique réalisée avec MIN3P. Ces résultats sont présentés sous la forme d'un article soumis à la revue "*Journal of Contaminant Hydrology*". Le chapitre 5 présente une discussion générale des résultats obtenus dans l'ensemble du projet de recherche. Enfin, le mémoire se termine par des conclusions et recommandations générales.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

Dans le premier chapitre, nous avons vu le rôle essentiel de l'eau et l'oxygène dans le processus de l'oxydation des sulfures, conduisant à la génération du DMA. Ce phénomène se produit principalement dans les milieux non saturés, où les pores sont occupés par l'eau et l'oxygène. Par conséquent, les systèmes de recouvrement visent à limiter la production du DMA en contrôlant le flux d'eau et d'oxygène dans ces conditions non saturées. La première partie de cette revue de littérature présente les équations fondamentales régissant le mouvement de l'eau et de l'oxygène dans les milieux poreux saturés et non saturés. Ensuite, l'accent sera mis sur les propriétés hydrogéologiques des sols en conditions non saturées. La deuxième partie se concentre sur les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC), en mettant l'emphasis sur le fonctionnement des CEBC et l'utilisation des matériaux miniers en alternative des matériaux naturels dans la construction des CEBC. Enfin, la troisième partie de ce chapitre présente les équations de base des modèles de transport réactif puisque ce type de modèle sera utilisé dans le cadre des travaux de cette maîtrise.

2.1 Le flux de l'eau et propriétés des sols poreux en milieu saturé et non saturé

2.1.1 Le flux de l'eau dans un sol poreux saturé

Les équations décrivant l'écoulement de l'eau en milieu saturé sont documentées dans la littérature (Hillel, 1998; Fetter et al., 2017; Fetter, 2018). Le débit d'eau s'écoulant entre deux points à travers un sol poreux saturé, est exprimé par la loi de Darcy (1856) :

$$Q = -k_{sat} \cdot A \frac{\Delta h}{\Delta l} \quad (2.1)$$

avec

Q: débit [LT^{-1}];

k_{sat} : conductivité hydraulique saturée [LT^{-1}];

A : surface de la section transversale [L^2];

$\frac{\Delta h}{\Delta l}$: gradient hydraulique (i), où Δh est la différence de charge et Δl est la distance entre les deux points.

L'équation de Darcy (1856) peut également être formulée en termes de débit spécifique (q_w), qui correspond au débit total divisé par la section transversale (Fetter et al., 2017) :

$$q_w = \frac{Q}{A} = -k_{sat} \frac{\Delta h}{\Delta l} = k_{sat} \cdot i \quad (2.2)$$

où q_w est le débit spécifique.

Pour un écoulement en trois dimensions $h(x, y, z)$ et dans un milieu anisotrope, la conductivité hydraulique varie en fonction de la direction réelle de l'écoulement ($k_{sat,x}$, $k_{sat,y}$, $k_{sat,z}$). Dans un milieu isotrope, la valeur de la conductivité hydraulique reste constante dans toutes les directions, autrement dit, $k_{sat,x} = k_{sat,y} = k_{sat,z} = k_{sat}$. Afin de décrire les équations tensorielles de l'écoulement dans un milieu anisotrope, l'équation suivante peut être utilisée :

$$q_w = \begin{bmatrix} q_{wx} \\ q_{wy} \\ q_{wz} \end{bmatrix} = [-k_{sat(i,j)}] \cdot \begin{bmatrix} i_x \\ i_y \\ i_z \end{bmatrix} = - \begin{bmatrix} k_{sat,xx} & k_{sat,xy} & k_{sat,xz} \\ k_{sat,yx} & k_{sat,yy} & k_{sat,yz} \\ k_{sat,zx} & k_{sat,zy} & k_{sat,zz} \end{bmatrix} \begin{Bmatrix} \frac{dh}{dx} \\ \frac{dh}{dy} \\ \frac{dh}{dz} \end{Bmatrix} = -[k_{sat}] \cdot \nabla[h] \quad (2.3)$$

où :

$q_{w,xyz}$: vitesse de Darcy dans les directions x , y et z ;

$k_{sat(i,j)}$: conductivité hydraulique saturée anisotrope ;

$[k_{sat}]$: matrice des conductivités hydrauliques saturées ;

i_{xyz} : gradient hydraulique dans les directions x , y et z ;

La charge hydraulique $h[L]$ représente l'énergie totale de l'eau en un point donné par unité de poids. Elle est décrite par l'équation de Bernoulli, qui relie l'énergie d'un fluide incompressible, non visqueux et sans turbulence, à son énergie potentielle, sa vitesse et sa pression :

$$h = z + \frac{p}{\rho g} + \frac{v^2}{2g} \quad (2.4)$$

où :

h : charge hydraulique $[L]$;

P : pression en un point $[ML^{-1}T^{-2}]$;

ρ : poids volumique de l'eau $[ML^{-3}]$;

v : vitesse de l'écoulement du fluide $[LT^{-1}]$;

g : accélération de la pesanteur [LT^{-2}] ;

z : L'énergie potentielle (position du point par rapport à une référence) [L];

La composante $\left(\frac{v^2}{2g}\right)$ liée à l'énergie cinétique dans les sols poreux est beaucoup plus faible que les autres termes et peut être négligée. La charge hydraulique totale en un point donné est donc égale à la somme de la charge d'élévation par rapport à une élévation de référence et la charge de pression (Fredlund et Rahardjo, 1993) :

$$h = z + \frac{p}{\rho g} \quad (2.5)$$

2.1.2 Le flux d'eau dans un sol poreux non saturé

Un milieu non saturé est un milieu triphasique constitué d'une phase solide, une phase liquide et une phase gazeuse. L'écoulement de l'eau dans ce milieu est soumis à la pression superficielle et aux forces capillaires. L'écoulement sera fonction des proportions entre ces trois phases (gaz - liquide – solide) qui peuvent varier dans le temps (Hillel, 1980; Fredlund, 2006).

Dans la section précédente, nous avons vu les paramètres qui contrôlent l'écoulement de l'eau dans la zone saturée, dont la conductivité hydraulique est constante. Lorsque le sol est en condition saturée, tous les pores sont remplis en eau. Cela signifie que la phase aqueuse est continue et que la conductivité hydraulique atteint sa valeur maximale. Dans ce cas, on parle de la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}). Au fur et à mesure que le sol se désature, la conductivité hydraulique diminue, car certains de ses pores sont remplis d'air.

L'écoulement de l'eau dans la zone non saturée est assujéti à une pression négative ou succion (ψ). Au fur et à mesure que la désaturation commence, les pores les plus gros et les plus perméables se vident en premier, permettant ainsi le transfert du flux d'eau. Une fois vidés, les gros pores sont remplis d'air et deviennent un obstacle au mouvement de l'eau, entraînant ainsi une augmentation de la tortuosité (Fredlund, 2006).

En d'autres termes, la conductivité hydraulique non saturée d'un sol, notée, k_u varie en fonction de la succion et par le fait même en fonction de la saturation d'eau dans le sol, représentée par le degré de saturation ($S_r = \text{Volume de l'eau } (V_e) / \text{Volume des vides } (V_v)$) (équation 2.6).

$$k_u = k(S_r) = k(\psi) \quad (2.6)$$

Pour exprimer l'écoulement de l'eau en milieu non saturé, prenons un volume élémentaire représentatif (VER) défini comme le plus petit volume qui représente adéquatement l'ensemble des propriétés du sol. Considérons le volume élémentaire d'un milieu poreux représenté par un parallélépipède dans l'espace cartésien en x, y, z , soient les côtés de ce volume élémentaire $\Delta x, \Delta y, \Delta z$ (ex. : Figure 2.1). Selon la direction x , le débit d'eau entrant moins le débit d'eau sortant doit être égale à la variation de la teneur en eau (θ_w) emmagasinée dans le sol par unité de temps t . Cette loi est donnée par l'équation de continuité décrivant la conservation de la masse d'eau à l'instant t (Hillel, 1998):

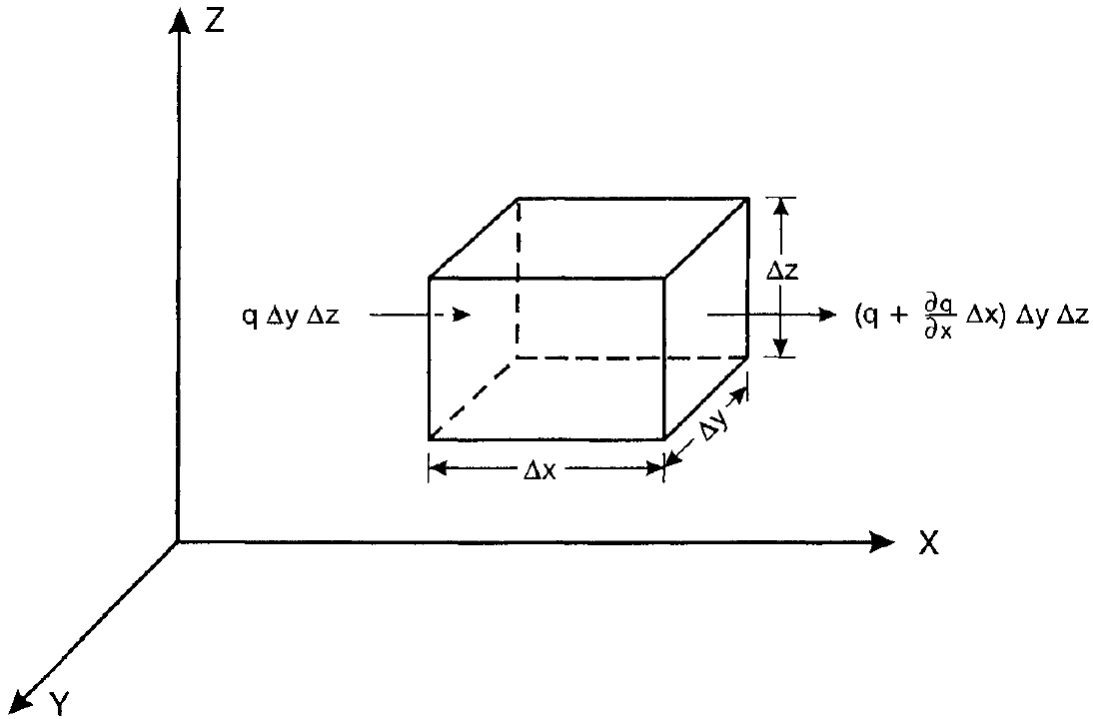


Figure 2.1: Le principe de continuité schématisé par un volume élémentaire représentatif de sol parcouru par un débit unitaire q_w suivant l'axe (OX) (tiré de Hillel (1998)).

$$\nabla q_x = q_x \Delta y \Delta z - \left[q_x + \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} \right) \Delta x \right] \Delta y \Delta z \quad (2.7)$$

$$\nabla q_x = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (2.8)$$

Avec $\nabla q = -\text{div. } q = \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} \right) :$

En prenant en compte le flux dans les directions x , y et z , nous parvenons à la forme tridimensionnelle de l'équation de continuité (Hillel, 1998).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} \Delta x \Delta y \Delta z = - \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} \right) \Delta x \Delta y \Delta z \quad (2.9)$$

Où q_x , q_y , q_z sont les débits d'eau selon les directions x , y , z , respectivement;

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

L'équation générale de l'écoulement en milieu poreux non saturé, également appelée équation de Richards, est obtenue en intégrant la loi de Darcy (équation 2.3) dans l'équation de continuité (équation 2.9). Cette équation est exprimée en fonction de la succion ψ ou de la teneur en eau volumique θ_w (Richards, 1931);

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla q \quad (2.11)$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla [k(\psi) \cdot \nabla h] \quad (2.12)$$

Sachant que la charge hydraulique $h[L]$ est généralement la somme de la hauteur z et la succion, on peut donc écrire :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla [k(\psi) \cdot \nabla (\psi + z)] \quad (2.13)$$

Étant donné que le gradient ∇z est nul pour un écoulement horizontal et égale à l'unité pour un écoulement vertical, l'équation 2.13 peut être reformulée :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla \cdot [k(\psi) \nabla (\psi)] + \frac{\partial k}{\partial z} \quad (2.14)$$

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

Cette équation générale représente l'écoulement de l'eau en milieu non saturé et est souvent appelée équation de Richards.

2.1.3 La courbe de rétention d'eau (CRE)

2.1.3.1 Description de la CRE

La courbe de rétention d'eau (CRE) est une propriété hydrogéologique d'un sol poreux non saturé que l'on décrit habituellement par la relation entre la teneur en eau volumique θ_w et la pression négative ou succion du sol ψ (Williams, 1982; Fredlund et al., 2012).

$$\text{avec } \psi = \mu_a - \mu_w \quad (2.16)$$

μ_a : la pression d'air interstitielle

μ_w : la pression de l'eau interstitielle

La teneur en eau volumique représente le rapport entre le volume occupé par l'eau et le volume total du sol. Le degré de saturation reflète le pourcentage de vides remplis en eau, et ces deux variables sont liés proportionnellement à la porosité, S_r ($\theta = n.S_r$) (Aubertin et al., 2003). La granulométrie, l'activité minérale, la surface spécifique des particules solides et la composition chimique de l'eau interstitielle sont tous des facteurs qui ont une influence sur la CRE (Aubertin et al., 1998).

La CRE est représentée graphiquement à la Figure 2.2, où l'axe horizontal représente la succion et l'axe vertical indique la teneur en eau volumique ou le degré de saturation. La CRE obtenue en drainage présente quatre caractéristiques principales (Fredlund et Xing, 1994) :

- La teneur en eau à saturation (θ_s) : est la teneur en eau qui correspond à l'état où tous les pores sont occupés par l'eau.
- La valeur d'entrée d'air (ψ_a ou AEV) : est la succion matricielle où l'air commence à pénétrer dans les pores les plus larges du sol lorsque ces pores se drainent.
- La teneur en eau résiduelle (θ_r) : elle correspond à la teneur en eau qui nécessite de grandes valeurs de succion pour retirer l'eau supplémentaire du sol. Cette quantité d'eau est retenue

dans les pores déconnectés par les forces capillaires, de sorte qu'elle ne peut pas être facilement drainée.

- La succion résiduelle ψ_r : est la succion à laquelle la teneur en eau volumique est en état résiduel.

Les valeurs de ψ_a et ψ_r sont habituellement obtenues à l'aide de la méthode de tangentes (Fredlund et Xing, 1994).

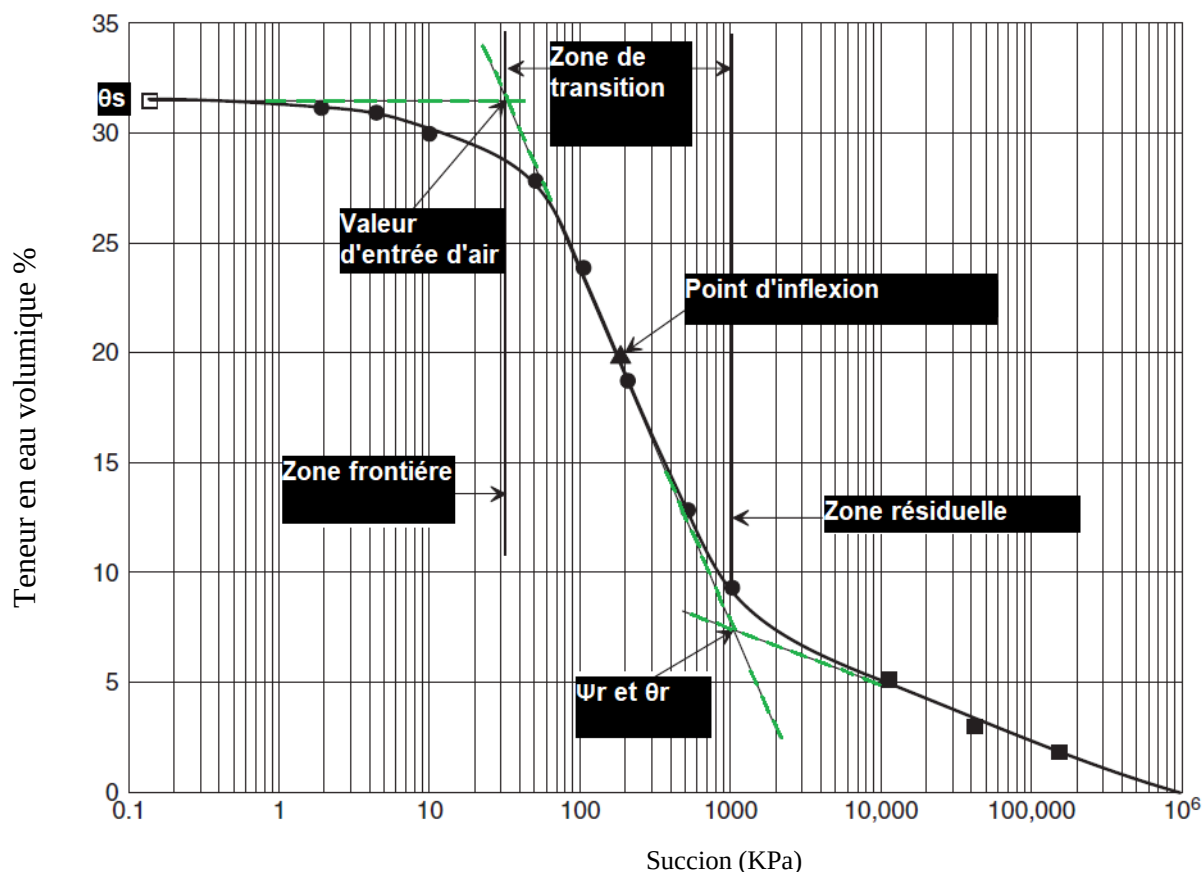


Figure 2.2: Courbe de rétention d'eau schématisée (adapté de Fredlund et al. (2012)).

La détermination expérimentale de la courbe de rétention d'eau s'appuie sur diverses techniques en laboratoire, dont la cellule de Tempe, la plaque de pression, l'équilibre vapeur, les essais en colonnes, et le papier filtre (Delage et Cui, 2000; Fredlund et al., 2012; Peregoedova, 2012). Le choix de la technique dépend essentiellement des propriétés des matériaux et de l'intervalle de succion voulu (Tableau 2.1).

Les mesures de succion et de la teneur en eau volumique peuvent être également effectuées sur le terrain à l'aide de tensiomètres, de sondes diélectriques (Bussière et al., 2007) ou par des méthodes

hydrogéophysiques (Dimech et al., 2019). Les couples (θ , ψ) mesurés aux mêmes endroits peuvent permettre de mesurer des CRE *in situ* (Bussière et al., 2006; Bussière et al., 2007).

Tableau 2.1: Méthodes de détermination de la CRE selon la succion

Méthode	Plage de succion (kPa)	Références
Essais en colonne	10-20	(Bussière, 1999; Peregoedova, 2012)
Cellule de Tempe	< 100 typiquement	ASTM (1994) D-2325 et D-3152 (Marinho et al., 2008) (ASTM, 2008) D-6836
Extracteur à membrane		
Plaque pression		
Les tensiomètres	10-1500	(Fredlund et al., 2012)
Des psychromètres � thermocouple	100-2000	(Fredlund et Rahardjo, 1993); (Maqsoud et al., 2007; Dane et Topp, 2020);)
�quilibre vapeur	3000-10 ⁶	(Tang et Cui, 2005)
Papier filtre	1000-10 ⁷	(Fredlund et Rahardjo, 1993; Almeida et al., 2015; Oleszczuk et al., 2018)

2.1.3.2 Modèles descriptifs

Après avoir expérimentalement obtenus les points de ψ et θ , ils sont ajustés en utilisant des modèles analytiques afin d'obtenir une fonction lissée (CRE). Les paramètres associés à ces modèles sont généralement résolus numériquement. Les modèles les plus fréquemment utilisés sont répertoriés dans le Tableau 2.2

Le modèle de van Genuchten (1980) est largement adopté pour les solutions numériques, principalement en raison de sa simplicité et de sa convergence rapide pour résoudre les problèmes d'écoulement non saturé.

Tableau 2.2: Principaux modèles descriptifs de la courbe de rétention d'eau

Auteur	Équation	Paramètres
Brooks et Corey (1964)	$\theta_e = \frac{(\theta - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)} = (\psi_a/\psi)^\lambda \quad (2.17)$	θ_e = teneur en eau effective λ = paramètre de lissage de courbe relié à l'agencement des pores
van Genuchten (1980)	$\theta_e = \left[\frac{1}{1 + (\alpha_v \psi)^{n_v}} \right]^{m_v} \quad (2.18)$	n_v et m_v : constantes d'ajustement du modèle. Selon Mualem (1976a) $m_v = 1 - \frac{1}{n_v}$ Selon Burdine (1953) $m_v = 2 - \frac{1}{n_v}$
Fredlund et Xing (1994)	$\theta = \left[\frac{c(\psi)(\theta_s - \theta_r)}{\ln \left[e + \left(\frac{\psi^{n_f}}{af} \right)^{m_f} \right]} \right] + \theta_r \quad (2.19)$ Avec: $c(\psi) = 1 - \frac{\ln \left(1 + \frac{\psi}{\psi_r} \right)}{1 + \frac{\psi_o}{\psi_r}} \quad (2.20)$	e : Nombre népérien (2,71828) af , n_f et m_f : Constantes d'ajustement du modèle $c(\psi)$: Succion à la teneur en eau résiduelle. Le modèle implique que la succion atteint sa valeur limite 10^6 kPa (10^7 cm d'eau), qui correspond à une teneur en eau nulle (approximativement un sol en état sec) (Fredlund et Xing, 1994).

2.1.3.3 Modèles prédictifs

La mesure de la courbe de rétention d'eau peut être fastidieuse et onéreuse. Pour pallier cela, des modèles prédictifs ont été élaborés en utilisant les propriétés géotechniques du sol (la taille des grains, la porosité, indice de vide, etc.) (Arya et Paris, 1981; Haverkamp et Parlange, 1986; Aubertin et al., 1998; Arya et al., 1999; Fredlund et al., 2002; Aubertin et al., 2003). Ces modèles s'avèrent très utiles, notamment lors des phases préliminaires d'un projet lorsque les données disponibles sont restreintes (Aubertin et al., 2003).

Le modèle modifié de Kovács (MK) est l'un de ces modèles (Aubertin et al., 1998; Aubertin et al., 2003). Ce modèle prend en compte deux phénomènes de rétention d'eau, soit la force l'adhésion et

la force capillaire, qui sont évaluées à partir des propriétés physiques du matériau telles que l'indice de vides (e), le coefficient d'uniformité (C_u) et le diamètre effectif (D_{10}).

La remontée capillaire (h_{co} [L]) est le paramètre clé utilisé dans le modèle (MK). Ce paramètre est défini à l'aide de l'équation bien connue de la remontée de l'eau dans un tube capillaire de diamètre d [L]. Dans cette zone capillaire, l'eau est considérée comme étant sous pression négative, c'est-à-dire à des niveaux de pression inférieurs à la pression atmosphérique. La hauteur minimale de la remontée capillaire est déterminée par la taille maximale des pores dans le sol, tandis que la hauteur maximale est déterminée par leur taille minimale. Entre la hauteur minimale et maximale, le sol est légèrement imbibé.

Le degré de saturation (S_r) et la succion matricielle (ψ), sont corrélés par le modèle (MK) en utilisant h_{co} comme paramètre de référence (exprimé ici comme une remontée capillaire) (Mbonimpa et al., 2000; Aubertin et al., 2003). Le modèle original de Kovács (1981) et le modèle MK modifié (Aubertin et al., 2003) suggèrent que l'eau est retenue par des forces capillaires, l'origine de la saturation capillaire notée (S_c), et des forces adhésives l'origine de la saturation adhésive, notée (S_a) (Tableau 2.3).

Tableau 2.3: Équations et paramètres du modèle prédictif de MK (Aubertin et al., 1998; Aubertin et al., 2003; Kalonji, 2014)

Équations	Paramètres
$h_{co,G} = \frac{b}{eD_{10}} \quad (2.21)$	D_{10} : est le diamètre correspondant au passant de 10 % sur la courbe de distribution cumulative de la taille des grains (exprimée en cm)
$b = \frac{0.75}{1 + 1.17 \log(C_U)} \quad (2.22)$	C_u : le coefficient d'uniformité ($C_u = D_{60}/D_{10}$)
$\psi_r = 0.86 h_{co,G}^{1.2} \quad (2.23)$	
$S_r = \frac{\theta}{n} = 1 - (1 - S_c)\langle 1 - S_a \rangle \quad (2.24)$	S_c : est le degré de saturation dû aux forces capillaires [-]; S_a : est le degré de saturation dû aux forces adhésives [-]. Avec : $\langle y \rangle = 0.5(y + y)$.
$S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right]^m \exp \left[-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right] \quad (2.25)$	m : le coefficient de la répartition de taille des pores [-]; Pour les matériaux granulaires : $m=1/C_u$
$S_a = (a_c c_\psi) \frac{\left(\frac{h_{co}}{\psi_n} \right)^{\frac{2}{3}}}{e^{\frac{1}{3}} \left(\frac{\psi}{\psi_n} \right)^{\frac{1}{6}}} \quad (2.26)$	a_c : coefficient d'adhésion [-] ($a_c = 0,01$ pour les matériaux granulaires et pour des paramètres de succion exprimés en cm); ψ_n est le paramètre de normalisation [L] ($\psi_n = 1$ cm ou $\psi_n = 10^3$ atm selon des unités utilisées pour exprimer ψ)
$C_\psi = 1 - \frac{\ln \left(1 + \frac{\psi}{\psi_r} \right)}{\ln \left(1 + \frac{\psi_o}{\psi_r} \right)} \quad (2.27)$	ψ_o : succion à l'état sec ($\psi_o = 10^7$ cm d'eau)
$\psi_r = \frac{0.42}{(eD_H)^{1.26}} \quad (2.28)$	
$D_H = [1 + 1.17 \log(C_U)]D_{10} \quad (2.29)$	D_H : Diamètre équivalent de la taille du grain

2.1.4 La fonction de la perméabilité

La fonction de perméabilité, notée k_u , est une fonction qui décrit la capacité d'un sol à laisser circuler l'eau en milieu non saturé. Lorsque la succion atteint la pression d'entrée d'air (ψ_a), les pores les plus larges se désaturent, et se remplissent d'air. Les pores remplis d'air entravent

l'écoulement, entraînant ainsi une augmentation de la tortuosité et, par le fait même, une diminution de la conductivité hydraulique (Fredlund et Rahardjo, 1993; Aubertin et al., 1995). La fonction de la perméabilité est souvent représentée graphiquement avec la succion (ψ) en abscisse et la conductivité hydraulique k en ordonnée (Figure 2.3). Sur cette figure, deux exemples de fonction de perméabilité k_u pour un silt et un sable sont représentés. On observe que la valeur de k diminue progressivement à mesure que la succion augmente. A l'état saturé, le matériau fin (silt) est moins perméable que le matériau grossier (sable). Néanmoins, le sable se draine facilement ce qui entraîne la diminution de sa conductivité hydraulique (k). Ceci implique, que dans certaines conditions de succion, c'est le matériau grossier qui peut s'avérer moins perméable.

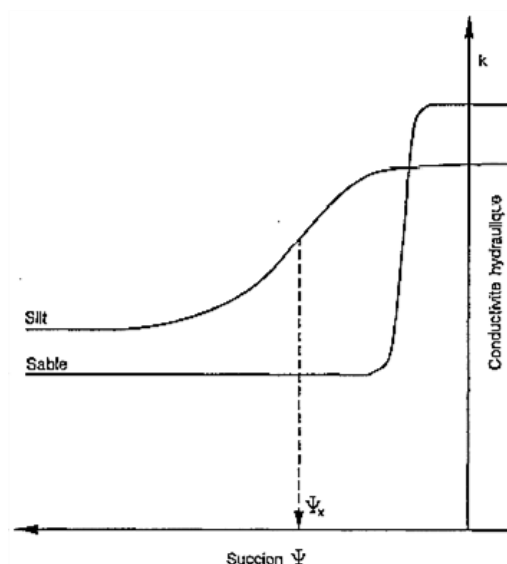


Figure 2.3: Représentation graphique de courbes de la conductivité hydraulique typiques (tiré de Aubertin et al. (1995))

2.1.4.1 La conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) est l'ordonnée à l'origine de la fonction de perméabilité. On peut mesurer k_{sat} au laboratoire à l'aide des essais de perméabilité pour les matériaux fins comme les résidus, ou à l'aide des essais en colonnes pour les matériaux grossiers comme les stériles (Klute, 1986). Les essais de perméabilité comprennent les essais à charge constante et à charge variable, sont choisis en fonction de la valeur attendue de k_{sat} (ASTM, 2006). Pour les matériaux granulaires dont la valeur attendue est supérieure à 10^{-5} cm/s, les essais à charge

constante dans des perméamètre à paroi rigide standardisés sont recommandés. En revanche, pour les matériaux à grain fin dont la valeur de k_{sat} attendue est inférieure à 10^{-5} cm/s, il est préconisé d'utiliser les essais à charge variable dans des perméamètres à parois rigide ou flexible (ASTM, 2016a). Dans les phases préliminaires des projets, la conductivité hydraulique saturée k_{sat} peut être prédite à l'aide des modèles semi-empiriques basés sur les propriétés géotechniques (indice des vides du fluide et du solide) (Mbonimpa et al., 2002; Chapuis et Aubertin, 2003). Les modèles prédictifs de Kozeny-Carman (KC) (Chapuis et Aubertin, 2003) et Kozeny-Carman modifié (KCM) (Mbonimpa et al., 2002) sont les plus utilisés pour estimer la valeur de k_{sat} . Les équations de ces modèles sont présentées dans le Tableau 2.4

Tableau 2.4: Les équations prédictives de la conductivité hydraulique saturée

Equations	Paramètres
Kozeny-Carman (KC) (Chapuis et Aubertin, 2003) $K_{sat} \left(\frac{cm}{s} \right) = C \frac{g}{\mu_w \rho_w} \frac{e^3}{S^2 D_r^2 (1 + e)} \quad (2.30)$	C : est le facteur lié à la tortuosité et la forme des pores. g : est la constante gravitationnelle ($9,81 \text{ m/s}^2$). ρ_w : est la masse volumique de l'eau (998 kg/m^3 à 20°C). D_r : est la densité relative des solides. S : est la surface spécifique des grains. μ_w : est la viscosité dynamique de l'eau.
Modèle de KCM (Mbonimpa et al., 2002) $K_{sat} \left(\frac{cm}{s} \right) = C_G \frac{\gamma_w}{U_w} \frac{e^{3+x}}{(1 + e)} C_u^{\frac{1}{3}} D_{10}^2 \quad (2.31)$	C_G : est la constante du modèle ($C_G = 0,1$). γ_w : est le poids unitaire de l'eau ($= 9,81 \text{ kN/m}^3$). D_{10} : diamètre des grains correspondant à 10% passant sur la courbe granulométrique [cm]. C_u : est le coefficient d'uniformité ($C_u = D_{60}/D_{10}$).

2.1.4.2 Modèles prédictifs de la fonction de perméabilité

La fonction de perméabilité k_u est rarement mesurée au laboratoire en raison de la complexité des essais permettant de la mesurer (Fredlund et Rahardjo, 1993; Hillel, 1998; Bussière, 1999). En pratique, on utilise plutôt des modèles prédictifs théoriques basés sur la CRE. Ces modèles

permettent d'estimer k_u en termes de conductivité hydraulique non saturée relative (k_r) et conductivité hydraulique saturée k_{sat} par l'équation 2.32:

$$k_u = k_r k_{sat} \quad (2.32)$$

Parmi ces modèles, on retrouve ceux développés par Burdine (1953) et Mualem (1976a) sur la base des travaux de Childs et Collis-George (1950) ainsi que celui de Fredlund et al. (1994). L'équation la plus connue est celle du modèle de Mualem (1976) proposé par van Genuchten (1980), aussi appelés modèle de van-Genuchten -Mualem (1980).

Tableau 2.5: Modèles prédictifs de la fonction de perméabilité

Équations	
(Childs et Collis-George, 1950)	
$k_r = \frac{K(\theta_e)}{K_{sat}} = \theta_e^\ell \frac{\int_0^{\theta_e} (\theta_e - \zeta) \psi^{-2}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 (1 - \zeta) \psi^{-2}(\zeta) d\zeta}$	(2.33)
(Burdine, 1953)	
$k_r = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^2 \frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-1}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 \psi^{-2}(\zeta) d\zeta}$	(2.34)
(Mualem, 1976)	
$k_r = \frac{K(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^\ell \left[\frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-1}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 \psi^{-1}(\zeta) d\zeta} \right]^2$	(2.35)
La solution analytique du modèle proposé par van-Genuchten (1980)	
$k_r(\psi) = \frac{\{1 - (\alpha\psi)^{m_v n_v} [1 + (\alpha\psi)^{n_v}]^{-m_v}\}^2}{[1 + (\alpha\psi)^{n_v}]^{m_v \xi}}$	(2.36)
Avec $m_v = 1 - \frac{1}{n_v}$ α, ψ, m_v et n_v sont des paramètres d'ajustement du modèle .	
(Fredlund et Xing, 1994)	
$k_r = \frac{k(\psi)}{k_{sat}} = \frac{\int_{\psi}^{\psi_r} \frac{\theta_w(\zeta) - \theta_w(\psi)}{\zeta^2} \theta_w(\zeta) d\zeta}{\int_{\psi_a}^{\psi_r} \frac{\theta_w(\zeta) - \theta_w(\psi)}{\zeta^2} \theta_w(\zeta) d\zeta}$	(2.37)

2.2 La diffusion des gaz dans les milieux poreux

Dans les milieux non saturés, l'air peut se déplacer lorsque les pores sont interconnectés. Ce mouvement d'air est contrôlé par deux mécanismes principaux : l'advection et la diffusion moléculaire. Dans cette étude, on s'intéresse principalement à la migration des gaz dans les recouvrements miniers de type CEBC. Ce sont des matériaux relativement fins où l'advection peut

être négligée (Collin et Rasmuson, 1987; Nicholson et al., 1989; Elberling et al., 1994; Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2003; Demers et al., 2009). Ainsi dans ce qui suit, on présente uniquement le mouvement des gaz par diffusion moléculaire.

Les processus de diffusion moléculaire des gaz se produit lorsque les molécules d'oxygène se déplacent à travers une phase gazeuse ou liquide sous l'effet d'un gradient de concentration. Les molécules, qui possèdent des énergies cinétiques différentes, entrent en collision et se déplacent de façon aléatoire de zones de fortes concentrations vers des zones de faibles concentrations, jusqu'à ce que l'équilibre soit établi et que les concentrations deviennent égales (Aubertin et al., 2000; Fredlund et al., 2012).

L'oxygène se diffuse aisément à travers les pores remplis d'air par rapport à ceux remplis d'eau. L'oxygène présente une solubilité limitée et un coefficient de diffusion modéré d'environ ($1,8 \times 10^{-9}$ m/s) dans la phase liquide, tandis que l'oxygène est très mobile dans l'air, avec un coefficient de diffusion d'oxygène d'environ ($2,5 \times 10^{-5}$ m/s) (Hillel, 1998). Cela implique que le coefficient de diffusion de l'oxygène sera réduit si le matériau contient des quantités importantes d'eau (Nicholson et al., 1989).

2.2.1 La diffusion de l'oxygène à travers les milieux non réactifs

2.2.1.1 Lois de Fick

Le mouvement de l'oxygène par diffusion moléculaire d'une zone de forte concentration vers une zone de faible concentration est défini par la première loi de Fick (Hillel, 1998; Mbonimpa et al., 2003; Aachib et al., 2004):

$$F_{O_2}^D(z, t) = -D_e \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} \quad (2.38)$$

où :

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

$F_{O_2}^D(z, t)$: Flux diffusif [$ML^{-2}T^{-1}$];

C : Concentration d'oxygène au temps t et à une position z [ML^{-3}];

En introduisant le principe de continuité, la seconde loi de Fick permet de déterminer la concentration en oxygène dans une seule dimension en cas de conditions transitoires et de matériaux non réactifs (Elberling et al., 1994; Nicholson, 1994; Aubertin et al., 1995):

$$\theta_{eq} \frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (2.39)$$

où :

θ_{eq} : Porosité équivalente

La porosité équivalente θ_{eq} est définie lorsque l'oxygène se diffuse à la fois dans la phase gazeuse et la phase liquide (Aubertin et al., 1999; Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2003):

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad (2.40)$$

où :

H : la constante d'équilibre de Henry ($\approx 0,03$)

θ_a : Teneur en air volumique

θ_w : Teneur en eau volumique

La constante de Henry désigne le quotient entre la concentration en oxygène dans l'eau et la concentration en oxygène dans l'air (Mbonimpa et al., 2003; Aachib et al., 2004).

$$H = \frac{C_w}{C_a} \quad (2.41)$$

avec :

C_w : Concentration de l'oxygène dans l'eau (0,28 mol/m³, à 20 °C) ;

C_a : Concentration de l'oxygène dans l'air (8,7 mol/m³, à 20 °C).

2.2.2 La diffusion de l'oxygène à travers les milieux réactifs

Le cas de la diffusion de l'oxygène en milieu réactif est plus complexe puisque la diffusion s'effectue simultanément à la consommation. La quantité d'oxygène consommée peut être calculée à l'aide de l'équation différentielle qui tient compte de la cinétique de la réaction (Nicholson, 1985). La deuxième loi de Fick est obtenue en ajoutant le taux de réaction (K_r) (Mbonimpa et al., 2002) :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq}C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - K_r C \quad (2.42)$$

K_r : Taux de réaction [T⁻¹];

Il est possible de reformuler cette équation en utilisant le coefficient de diffusion apparent (D_e^*) ainsi que le taux de réaction apparent (K_r^*) (Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2003):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r^* C \quad (2.43)$$

Où :

$$D_e^* = \frac{D_e}{\theta_{eq}} \quad \text{et} \quad K_r^* = \frac{D_e}{\theta_{eq}}$$

La résolution de cette équation non linéaire peut être réalisée à l'aide de solutions analytiques ou numériques.

2.2.2.1 Détermination du coefficient de diffusion effectif D_e

La détermination du coefficient de diffusion (D_e) permet de calculer le flux de l'oxygène à travers les sols non saturés. Dans un milieu poreux partiellement saturé, le coefficient de diffusion effectif (D_e) est influencé par la porosité, le degré de saturation et la tortuosité. Il est également soumis à des variations en fonction de la température et de la pression partielle (Harries et Ritchie, 1981; Lefebvre et al., 2001; Aachib et al., 2004; Meslin et al., 2010).

Le coefficient de diffusion effectif (D_e) est la somme de la diffusion de l'oxygène dans les phases gazeuse et liquide. La diffusion en phase gazeuse dépend du coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air, de l'espace interstitiel disponible rempli de gaz et de la tortuosité (Collin et Rasmuson, 1988).

Des modèles empiriques et semi-empiriques basés sur les propriétés du sol ont été élaborés pour prédire le coefficient de diffusion effectif (D_e). Certains de ces modèles prennent en compte la diffusion de l'oxygène dans la phase gazeuse sans évaluer la diffusion de l'oxygène dans la phase liquide (Sallam et al., 1984; Fredlund et Rahardjo, 1993). Collin (1987) et Aachib et al. (2004) ont adapté ces modèles afin de tenir compte de la diffusion de l'oxygène à travers les phases liquide et gazeuse. Cette composante peut être importante à degré de saturation élevée. Une formule couramment utilisée pour prédire le coefficient de diffusion de l'oxygène est la suivante (Mbonimpa et al., 2003; Aachib et al., 2004):

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{P_a} + H D_w^0 \theta_w^{P_w}) \quad (2.44)$$

D_a^0 : Coefficient de diffusion effectif dans l'air (à 20°C, $D_a^0 = 1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$).

D_w^0 : Coefficient de diffusion effectif dans la phase liquide (à 20°C, $D_w^0 = 2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$).

P_a et P_w représentent respectivement les paramètres liés à la tortuosité dans les phases gazeuse et liquide et sont décrits à l'aide des équations empiriques ci-après (Aachib et al., 2004)

$$P_a = 1,201\theta_a^3 - 1,515\theta_a^2 + 0,987\theta_a + 3,119 \quad (2.45)$$

$$P_w = 1,201\theta_w^3 - 1,515\theta_w^2 + 0,987\theta_w + 3,119 \quad (2.46)$$

Le coefficient de diffusion effectif (D_e) peut être estimé en utilisant des valeurs constantes $P_a = P_w = 3,5$ (Aachib et al., 2002).

Le coefficient de diffusion (D_e) peut être mesuré en laboratoire à l'aide des essais réalisés dans des cellules de diffusion (Aubertin et al., 1995; Aubertin et al., 1999; Aubertin et al., 2000; Aubertin et Mbonimpa, 2001; Gosselin, 2007; Mbonimpa et al., 2021). La procédure expérimentale consiste à placer le matériau à un degré de saturation et porosité prédéfinis sur une plaque perforée dans une cellule de diffusion. Au début de l'essai, la cellule est purgée avec de l'azote jusqu'à ce que la concentration d'oxygène soit nulle dans toute la cellule. Ensuite, le réservoir source est ouvert pour permettre à l'oxygène atmosphérique ($C_0 = 20,9\% = 9,3 \text{ mole/m}^3 = 276 \text{ mg/L}$) de pénétrer. Une fois la cellule refermée, l'oxygène migre par diffusion, du réservoir source vers le réservoir récepteur, sous l'effet du gradient de concentration. La variation de la concentration en oxygène au fil du temps est mesurée à l'aide des senseurs d'oxygène fixés sur les réservoirs. Après l'obtention de la courbe de concentration d'oxygène en fonction du temps, le code Pollute est utilisé pour ajuster la courbe et déterminer numériquement le coefficient de diffusion (D_e) (Yanful, 1993).

2.2.2.2 Détermination du taux de réaction K_r

Le paramètre K_r est essentiel pour déterminer la quantité d'oxygène consommée dans un milieu réactif lors de sa migration. Une prédiction de K_r peut être obtenue à l'aide du modèle proposé par Collin (1987, 1998). Selon ce modèle, la surface des particules de pyrite est directement accessible à l'oxygène et la vitesse de réaction est linéairement corrélée à la quantité du minéral sulfureux (pyrite).

Le présent modèle a subi des modifications en introduisant le diamètre équivalent de la taille du grain (D_H) (Aubertin et al., 1998; Mbonimpa et al., 2002):

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad (2.47)$$

K' : La réactivité de la pyrite avec l'oxygène ($K' \approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3\text{O}_2/\text{m}^2\text{pyrite/s}$)

C_p : Teneur de la pyrite contenue dans les résidus secs

D_H : Diamètre équivalent à la taille du grain (équation 2.29)

Le coefficient du taux de réaction (K_r), peut être aussi évalué au laboratoire à l'aide des tests de consommation d'oxygène. La procédure expérimentale est similaire à celle utilisée pour déterminer le coefficient de diffusion D_e . Elle consiste à suivre l'évolution temporelle de la concentration de l'oxygène dans les deux réservoirs du haut et du bas dans la cellule de diffusion (Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2000; Mbonimpa et al., 2002; Gosselin, 2007). La valeur du K_r est déterminée à l'aide du logiciel Pollute (Rowe et al., 1994) en ajustant les valeurs de D_e et K_r aux résultats expérimentaux. Dans le cas d'un matériau non réactif, les concentrations d'oxygène dans le réservoir source et le réservoir récepteur atteignent l'équilibre après un certain temps, et la concentration à l'équilibre reste constante au fil du temps. En revanche, un matériau réactif consomme l'oxygène dans les réservoirs, entraînant ainsi une diminution de la concentration de l'oxygène avec le temps (Demers, 2008) ce qui entraîne une courbe de résultats qui tend vers zéro à long terme (Mbonimpa et al., 2021).

2.2.3 Les flux d'oxygène à travers les matériaux de recouvrement

Mbonimpa et al. (2002a,b) ont développé des solutions analytiques permettant d'évaluer le flux diffusif d'oxygène à travers un recouvrement d'une épaisseur L , dans des conditions aux limites et initiales clairement définies (Mbonimpa et al., 2002; Mbonimpa et al., 2003) :

- À la limite supérieure, la concentration d'oxygène (C_{O_2}) est égale à sa concentration dans l'atmosphère $C_0 = 285 \text{ g/O}_2/\text{m}^3$;
- À la limite inférieure, la concentration en oxygène est nulle car il est rapidement consommé par les matériaux réactifs sous la couverture;
- À l'intérieur de l'espace poreux de la couverture, la concentration initiale en oxygène est de 0;
- θ_{eq} et D_e sont des propriétés constantes sur toute l'épaisseur L ;

Ces conditions initiales et aux limites reflètent les conditions réelles sur le terrain typiques pour les couvertures avec effet de barrières capillaires (Mbonimpa et al., 2003).

Le flux d'oxygène à travers un matériau inerte avec un coefficient de diffusion apparent (D_e^*) et un taux de réaction nul, sur une épaisseur L à l'instant t est exprimé comme suit (Mbonimpa et al., 2003) :

$$C(z, t) = C_0 \times \left[1 - \frac{z}{L} - \frac{2}{\pi} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{1}{i} \sin \frac{i\pi z}{L} \exp \left(-\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* t \right) \right] \quad (2.48)$$

$$F(z = L, t > 0) = F_{s,L} + 2F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^i \exp \left(-\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* t \right) \quad (2.49)$$

Avec :

$$F_{s,L} = \frac{C_0 D_e}{L} \quad (2.50)$$

C_0 : Concentration initiale de l'oxygène ($z=0$, $C_0 \cong 8,7 \text{ mol/m}^3$, ou 276 g/m^3);

$F_{s,L}$: Flux d'oxygène à la base de la couverture en régime stationnaire [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}$];

Si le matériau de recouvrement contient de minéraux sulfureux et que le taux de réaction K_r est différent de zéro, dans les mêmes conditions frontières précédemment mentionnées, le flux diffusif d'oxygène à la base de la couche ($z = L$) s'exprime par l'équation suivante (Mbonimpa et al., 2003) :

$$C(z, t) = C_0 \left[1 - \frac{z}{L} - \frac{2}{\pi} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{\sin \frac{i\pi z}{L}}{i} \exp \left[-\left(\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* + K_r^* \right) t \right] - \frac{2K_r^*}{\pi} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{\sin \frac{i\pi z}{L}}{i^3 \pi^2 D^* + K_r^*} \left\{ 1 - \exp \left[-\left(\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* + K_r^* \right) t \right] \right\} \right] \quad (2.51)$$

$$\begin{aligned} F(z = L, t > 0) = & F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left(\frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) + 2F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^i \exp \left[-\left(\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right) t \right] \\ & - 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left(\frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) \exp \left[-\left(\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right) t \right] \end{aligned} \quad (2.52)$$

Le flux stationnaire peut être calculé à partir de l'équation 2.53 :

$$F_{s,R,0} = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left(\frac{1}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) \quad (2.53)$$

En régime permanent, en présence de sulfures dans le matériau, (K_r supérieur à 0), alors le flux d'oxygène sortant est différent de celui entrant. En revanche, si le matériau est non réactif ($K_r = 0$), le flux entrant et sortant seront les mêmes.

2.3 Les couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC)

Les couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC) ont été conçues pour les climats humides et sont principalement utilisés pour contrôler le drainage minier acide. Ce système est particulièrement efficace lorsque la nappe phréatique est située à une profondeur considérable de la surface des résidus (Nicholson et al., 1989). L'objectif principal de ce type de couverture est de limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus sulfureux et ainsi contrôler le DMA.

De nombreuses recherches ont été menées pour évaluer l'efficacité des CEBC comme technique de restauration dans des environnements non saturés. Ces études ont porté sur les propriétés des matériaux de construction et les facteurs contrôlant le mouvement de l'eau et des gaz à travers ce type de recouvrement dans les milieux à saturation variable (Nicholson et al., 1989; Yanful et al., 1993; Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2004; Bussière et al., 2007; Kalonji Kabambi et al., 2017; Larochelle et al., 2019).

2.3.1 Les effets de barrières capillaires

Le fonctionnement des CEBC dépend d'un phénomène appelé effet de barrière capillaire. L'effet de barrière capillaire se produit lorsqu'un matériau à grains fins est placé sur un matériau à grains grossiers. Ce phénomène se produit dans des conditions non saturées au-dessus de la nappe phréatique et est fortement dépendant de la texture et la structure des matériaux utilisés. Dans les CEBC, un effet de barrière capillaire se produit également lorsque la couche à grains grossiers est superposée à une couche à grains fins. Dans ce cas, la couche grossière limite la remontée capillaire de l'eau et la retient dans la couche de rétention d'humidité (CRH). Cette couche permet également de minimiser les effets de l'évaporation (Bussière et al., 2004). Des études antérieures, qui se sont appuyées sur des travaux en laboratoire et de terrain ainsi que sur des simulations numériques, ont démontré l'efficacité des CEBC destinées à contrôler la diffusion de l'oxygène et à limiter le drainage minier acide (Nicholson et al., 1989; Barbour, 1990; Akindunni et al., 1991; Morel-Seytoux, 1992; Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 1997; O'kane et al., 1998; Bussière et al., 2003; Bussière et al., 2007; Aubertin et al., 2009; Kalonji Kabambi et al., 2017; Larochelle, 2018). Le principe de l'effet de barrière capillaire peut être décrit à l'aide des CRE et des fonctions de perméabilité des matériaux. Les figures 2.4 et 2.5 illustrent les courbes de rétention d'eau et les fonctions de perméabilité de deux sols ayant des granulométries différentes. Un sable représente un matériau grossier tandis qu'un silt représente un matériau fin.

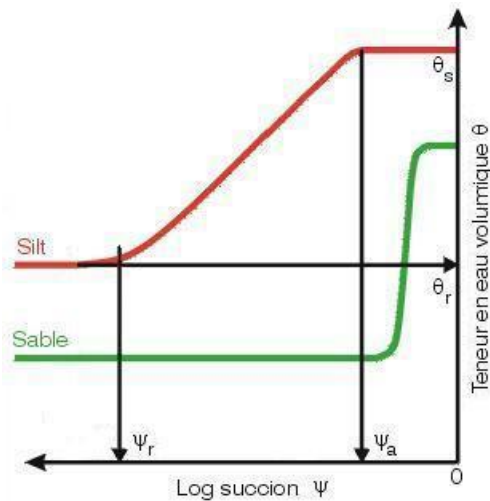


Figure 2.4: Courbes de rétention d'eau conceptuelles pour un silt et un sable (tiré d'Aubertin et al., 1995).

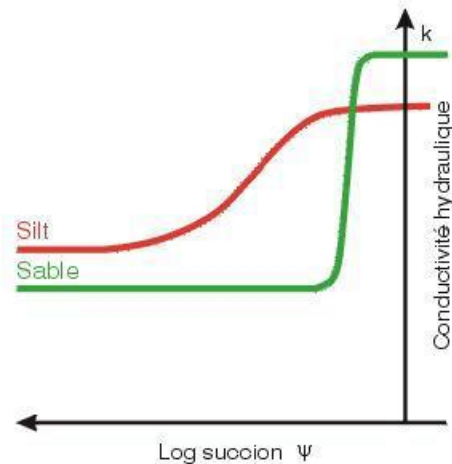


Figure 2.5: Fonctions de perméabilités conceptuelles d'un sable et d'un silt (tiré d'Aubertin et al., 1995).

Selon la CRE, le sable se désature rapidement et atteint une pression d'entrée d'air à des succions plus faibles que celles du silt. Le silt maintient un haut degré de saturation jusqu'à ce que la succion atteigne la valeur d'entrée d'air. La fonction de perméabilité montre que la conductivité hydraulique saturée du sable est supérieure à celle du silt. Au fur et à mesure que la succion augmente, la conductivité hydraulique non saturée $k(\psi)$ du sable diminue considérablement jusqu'à atteindre une valeur inférieure à celle du silt, qui a une capacité de rétention d'eau plus élevée. Ainsi, lorsqu'on place un silt sur un sable, et que la nappe phréatique est nettement sous le sable, ce dernier va se désaturer rapidement jusqu'à atteindre sa teneur en eau volumique résiduelle. A cette valeur de succion, la valeur de k_u sera très faible, beaucoup plus faible que celle du silt. Parce que

la conductivité hydraulique du sable est très faible, elle constitue un obstacle à l'écoulement vertical. Ainsi l'eau dans la courbe de silt est piégée. En étant à un degré de saturation élevé, le silt constitue une barrière efficace à la diffusion de l'oxygène puisque plus le degré de saturation est élevé, plus faible est le coefficient de diffusion effectif et donc plus faible est le flux d'oxygène (voir section 2.2.3).

La performance des barrières capillaires dépend donc grandement des propriétés non saturées des matériaux, particulièrement de la succion résiduelle ψ_r du matériau grossier et de la valeur d'entrée d'air ψ_a du matériau fin. Plus ψ_r est faible, plus l'effet de barrière capillaire est efficace, et plus la succion requise pour drainer le sol grossier est faible. Pour le sol fin, plus l'AEV est grand, plus ce dernier peut retenir l'eau. Si on peut maintenir l'eau dans le silt jusqu'à l'atteinte de la valeur résiduelle du sable, on s'assure de créer des effets de barrière capillaire qui garantiront le maintien d'une barrière efficace contre la migration de l'oxygène (Bussière et al., 2003).

2.3.2 La configuration des couvertures avec effet de barrière capillaire

Les couvertures avec effet de barrière capillaire sont essentiellement conçues sur la base des effets de barrière capillaire qui se produisent dans des conditions non saturées lorsqu'un matériau à grains fins est placé sur un matériau à grains grossiers. La fonction principale de ces effets de barrière capillaire est de maintenir la couche à granulométrie fine   un degré de saturation élevé permettant ainsi de réduire le flux d'oxygène à travers la couverture (Nicholson et al., 1989; Yanful, 1993). Pour être efficace, la conception des CEBC doit répondre à de multiples fins. Tout d'abord, elle doit limiter le contact des matériels contaminés avec le milieu environnant, réduire l'infiltration d'eau et le transfert de l'oxygène vers les rejets, prévenir l'érosion éolienne et hydrique, et restaurer le site dans son état d'origine sur le plan esthétique (Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin et al., 1995; Aubertin et al., 2002).

La couverture avec effet de barrière capillaire est typiquement configurée selon le schéma ci-dessous (Figure 2.6). Le tableau 2.6 résume les propriétés des différentes couches ainsi que leur fonctionnement:

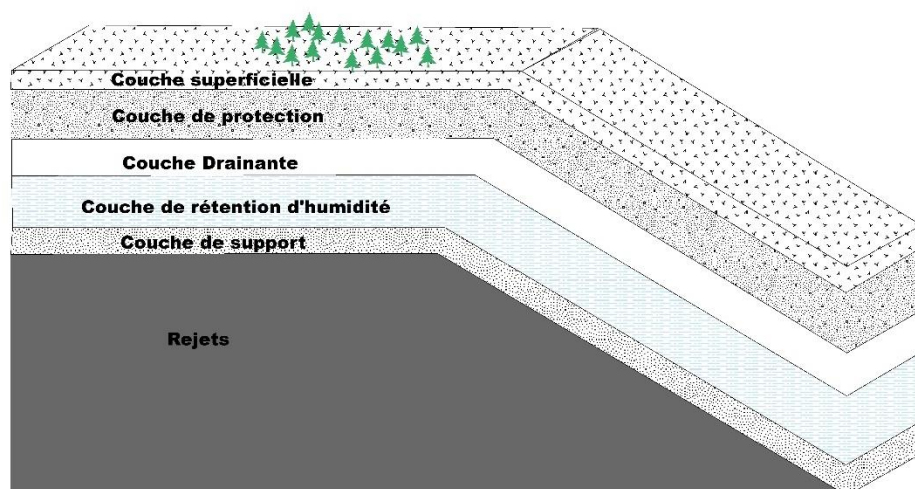


Figure 2.6: Configuration de la couverture avec effets de barrière capillaire (modifié d'Aubertin et al.1995)

Tableau 2.6: Le fonctionnement et les propriétés des différentes couches de la CEBC (tiré des travaux d'Aubertin et al.1995).

Couche	Propriétés	Fonction
Couche superficielle	Épaisseur : 15-20 cm	- Limiter le contact entre le recouvrement et l'extérieur - Faciliter la végétation. - Minimiser l'érosion.
	Matériaux : sol végétal	
Couche de protection	Épaisseur : <1m	- Empêcher la biointrusion - Protéger les couches inférieures des changements climatiques (gel-dégel, dessiccation). - Emmagasinier une partie des eaux d'infiltration
	$10^0 < k_{sat} < 10^{-4}$ (cm/s)	
	Matériaux : sable et gravier avec un pourcentage élevé de cailloux, stériles miniers non réactifs, concassé	
Couche drainante (bris capillaire supérieure)	Épaisseur : 30-50 cm	- Créer les effets de barrière capillaire - Réduire l'accumulation des eaux - Diminuer la pression interstitielle dans la couverture - Protéger la couche de rétention contre l'évaporation
	$10^{-1} < k_{sat} < 10^{-3}$ (cm/s)	
	Matériaux : sable, gravier	

Tableau 2.6: Le fonctionnement et les propriétés des différentes couches de la CEBC (tiré des travaux d'Aubertin et al.1995). (suite)

Couche	Propriétés	Fonction
Couche de rétention d'humidité	Épaisseur : 50-100cm	-Maintenir un degré de saturation élevé.
	$k_{sat} < 10^{-5}$ (cm/s)	-Créer une barrière à l'oxygène.
	Matériaux : Silt, silt argileux, résidus inertes, sable-bentonite	
Couche de support (bris capillaire inférieure)	Épaisseur : 30-50cm	-Créer les effets de barrière capillaire.
	$10^{-1} < k_{sat} < 10^{-3}$ (cm/s)	-Empêcher la remontée capillaire des eaux contaminées.
	Matériaux : sable, gravier	-Soutenir les couches supérieures.

2.3.3 Matériaux naturels

Diverses études ont été menées sur la base des modèles physiques et numériques, à l'échelle du laboratoire et à grande échelle, afin de caractériser le comportement des matériaux naturels (tels que le sable, le silt et le gravier) utilisés pour construire des CEBC et leur efficacité à contrôler les flux d'oxygène (Nicholson et al., 1989; Akindunni et al., 1991; Yanful et al., 1999; Bussière et al., 2007; Bussière et al., 2009). Ces études ont montré que les matériaux fins comme le silt fonctionnent bien comme couche de rétention d'humidité et les matériaux grossiers tels que le sable et les graviers comme couche de bris capillaire. Toutefois, les sols naturels ne sont pas toujours disponibles en quantités suffisantes à proximité du site et leur éloignement peut entraîner des coûts de transport élevés. L'excavation des terrains pour extraire ces matériaux naturels peut également causer des dommages environnementaux. Pour réduire les coûts de restauration et minimiser l'impact sur l'environnement, les chercheurs étudient de plus en plus l'utilisation de matériaux miniers en alternative aux sols naturels (Demers et Pabst, 2021).

2.3.4 La valorisation des rejets miniers dans les CEBC

Chaque année, l'activité minière génère d'importantes quantités de rejets miniers, principalement sous forme de roches stériles et de résidus. Lorsqu'ils sont déposés en surface, ces rejets présentent des risques d'instabilité géotechnique et géochimique, devenant ainsi une source majeure de contamination pour les eaux de surface et les eaux souterraines. La valorisation de ces rejets permettrait de réduire leur accumulation en surface, réduire les coûts et de minimiser les impacts environnementaux, tout en garantissant une stabilité physique et géochimique à long terme (Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin et al., 2016).. Les rejets miniers peuvent être utilisés dans la construction des ouvrages (par exemple, routes, barrages, digues), ainsi que dans la mise en place des systèmes de recouvrement. Dans le cadre de ce projet, l'emphasis sera mise sur l'utilisation des rejets pour la construction des CEBC, en particulier en employant les stériles comme couche de bris capillaire et les résidus comme couche de rétention d'humidité.

2.3.4.1 Les résidus miniers comme couche de rétention d'humidité

Plusieurs chercheurs se sont penchés sur la possibilité d'utiliser les rejets de concentrateur non générateurs d'acide comme couche de rétention d'humidité. Ce concept a été validé par des essais

en laboratoire et des modèles numériques visant à évaluer la performance des CEBC avec résidus miniers (Aubertin et al., 1993; Aachib et al., 1994; Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2000).

Comme déjà mentionné, la couche de rétention d'humidité doit toujours maintenir un degré de saturation élevé à long terme, même durant les périodes sèches où il n'y a pas d'apport d'eau régulier, afin de limiter le passage de l'oxygène à travers la couverture. Pour cette raison, les premiers travaux sur le sujet ont visé à déterminer les caractéristiques hydrogéologiques de base des résidus et à évaluer leur potentiel pour agir comme couche de rétention d'humidité (Aubertin et al., 1995).

L'évaluations à l'échelle du laboratoire, à l'échelle du terrain et par modélisation numérique des rejets de concentrateurs non acidogènes ont démontré leur efficacité lorsqu'ils sont utilisés comme couches de rétention d'humidité dans les CEBC, et ont montré que leur comportement hydrogéotechnique est comparable à celui des silts non plastiques (Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin et al., 1995; Aubertin et al., 1996; Ricard et al., 1999; Bussière et al., 2004; Molson et al., 2008; Kalonji Kabambi et al., 2017; Larochelle et al., 2019; Lavoie-Deraspe, 2019; Kalonji-Kabambi et al., 2020).

Les chercheurs ont également évalué le potentiel des résidus faiblement réactifs et ayant subi un processus de désulfuration par flottation non sélective (Bussière et al., 2002; Demers et al., 2008; Pabst, 2011; Kalonji Kabambi et al., 2017). L'objectif ici serait de produire les matériaux de recouvrement durant l'opération minière. Ces études ont montré que la conception de couvertures avec effets de barrière capillaire à base de matériaux à faible teneur en soufre peut améliorer la performance de recouvrements à tout le moins, à court terme. En fait, il a été démontré qu'une faible teneur en sulfure réagit avec l'oxygène qui se diffuse à travers le matériau de couverture. De ce fait, une portion importante de l'oxygène diffusif est consommée par la couverture avant qu'il n'atteigne les résidus réactifs placés sous la couverture. Cette consommation pourrait améliorer l'efficacité à court terme de la couverture en minimisant la concentration de l'oxygène disponible à la base de la couverture (Aubertin et al., 2000; Mbonimpa et al., 2002; Mbonimpa et al., 2003; Bussière et al., 2004; Demers et al., 2009).

Ces résidus désulfurés sont généralement caractérisés par une faible teneur en soufre ($<0,5\%$), une granulométrie entre 10 et 100 μm , une conductivité hydraulique saturée faible qui varie entre 10^{-4} et 10^{-6} et une pression d'entrée d'air de 2,8 m d'eau (Bussière et al., 2004). Ces propriétés hydrogéologiques, similaires à celles des résidus avant désulfuration font que les résidus

désulfureux constituent une alternative intéressante pour construire les recouvrements (Bussière et al., 1995).

Des modèles analytiques et numériques ont été établis par Mbonimpa et al. (2003) en utilisant les lois de Fick modifiés afin d'obtenir les flux d'oxygène à la surface et à la base d'une couche de rétention d'humidité d'une CEBC composée de matériaux faiblement réactifs mais non générateurs d'acide. Ces études montrent que l'ajout d'un matériau faiblement réactif ayant un degré de saturation supérieur à 85% sur une épaisseur de 80 cm à la couverture pour augmenter la performance de la couverture à contrôler le flux d'oxygène qui se rend aux résidus générateurs d'acide.

2.3.4.2 Les stériles comme couche de bris capillaire

Les roches stériles non générateurs d'acide ou à faible teneur en soufre peuvent être utilisés comme matériaux de recouvrements dans les sites miniers, que ce soit dans les couvertures monocouches (Pabst, 2011) ou multicouches (Kalonji, 2014; Larochelle et al., 2019). Ces matériaux ont été suggérés comme couche de bris capillaire pour les CEBC en raison de leurs propriétés hydrogéotechnique, notamment leur capacité de drainage. Des modélisations numériques réalisés par Pabst (2011) ont montré que le choix de l'épaisseur de stériles du bas exerce une influence très limitée sur l'efficacité des bris capillaires, et que les stériles plus grossiers peuvent améliorer la performance des bris capillaires afin de limiter la désaturation de la couche de rétention d'humidité. Kalonji-Kabambi (2014) a étudié en laboratoire et par modélisation numérique l'utilisation des roches stériles comme couche de bris capillaire (CBC), en évaluant des stériles tamisés à 0-20 mm et concassés à 0-50 mm. Les deux fractions granulométriques ont montré un comportement hydrogéologique similaire, et il a été démontré que plus le contraste granulométrique entre la couche de rétention d'humidité et la couche de bris capillaire est important, plus le bris capillaire est efficace. L'utilisation des roches stériles dans les recouvrements nécessite une gestion raisonnable, en particulier pour les stériles générateurs d'acide qui peuvent être une source de contamination des eaux. Larochelle et al. (2019) ont évalué l'efficacité des stériles miniers pré-oxydés (générateurs d'acide) de la mine Westwood-Doyon comme couche de bris capillaire du bas dans une CEBC. Au niveau hydrogéologique, les résultats ont montré que les bris capillaires sont bien établis et que les résidus désulfurés utilisés comme couche de rétention d'humidité ont maintenu un niveau de saturation élevé. L'analyse de la qualité de l'eau a montré un comportement géochimique satisfaisant pour les roches stériles lorsqu'utilisés comme couche de bris capillaire du

bas dans une CEBC (pH neutre, faibles concentrations de métaux) et de faibles flux d'oxygène. À noter cependant que les stériles de la couche grossière du bas doivent être protégés par une barrière à l'oxygène efficace que ce type de stériles ne peut être utilisé comme couche de bris capillaire du haut. Le lecteur intéressé à en connaître davantage sur les études où les rejets miniers ont été utilisés comme matériau dans une CEBC est invité à consulter le tableau synthèse présenté à l'Annexe 1.

2.4 Modélisation géochimique

L'utilisation de modèles géochimiques est de plus en plus suggérée pour l'évaluation spatio-temporelle du transfert des contaminants. Ces modèles sont largement appliqués pour accompagner les recherches en laboratoire et sur le terrain, relatives à l'évolution de la qualité de l'eau dans les haldes à stériles et les parcs à résidus (Davis et Ritchie, 1986; Frind et Molson, 1994; Molson et al., 2005; Pabst et al., 2017; Kalonji-Kabambi et al., 2020; Raymond et al., 2020). Ces deux milieux partagent la caractéristique que les phénomènes d'altération physico-chimique surviennent lors de l'exposition des résidus miniers ou des roches stériles à l'eau ou à l'oxygène, produisant ainsi du drainage minier acide.

De nombreux modèles d'équilibre thermodynamique ont été développés pour interpréter les données géochimiques et simuler le devenir et le transport des métaux (Nordstrom et Alpers, 1999) en se basant sur des codes géochimiques, tels que Visual-MINTEQ (Gustafsson, 2004) et PHREEQC (Parkhurst et Appelo, 1999). Ces modèles ont progressé de simples programmes de spéciation permettant de calculer la composition à l'équilibre de solutions aqueuses à des programmes plus complexes. Ils ont aussi été intégrés dans des modèles de transport réactif multicomposants, qui permettent de simuler l'évolution de systèmes géochimiques des solutés en incluant les processus physiques, hydrogéologiques, chimique et éventuellement du transport des gaz.

Les modèles géochimiques peuvent être utilisés pour simuler les processus de la génération et d'atténuation du DMA tels que le processus d'oxydation des minéraux sulfureux et le processus de neutralisation impliquant la dissolution des minéraux tampons et la précipitation des minéraux secondaires. Ces deux processus peuvent se produire dans des conditions saturées ou non saturées. Des modèles numériques ont été développés pour étudier l'interaction de ces deux processus couplés simultanément, ainsi que d'autres phénomènes (physiques, chimiques et biochimiques) qui

contribuent à la génération et l'atténuation du drainage minier acide. Ils peuvent également aider à reproduire les différents scénarios de restauration et évaluer leurs effets sur la qualité de l'eau à court, moyen et long terme (Mayer et al., 1999; Pabst et al., 2011; Demers et al., 2013; Pabst et al., 2018; Wilson et al., 2018; Kalonji-Kabambi et al., 2020).

Dans ce qui suit, les principales composantes des modèles de transport réactifs utilisés pour prédire le comportement géochimique de rejets miniers sont présentés. On présente ensuite plus spécifiquement le modèle MIN3P (Mayer, 1999) qui sera utilisé dans la présente étude.

2.4.1.1 Réactions chimiques à l'équilibre

La loi de conservation de masse est utilisée pour décrire les réactions chimiques à l'état d'équilibre, telle que proposée par Guldberg et al (1867) (Levenspiel, 1998; Merkel et al., 2005). Considérons les espèces chimiques A, B, C et D qui participent à la réaction chimique décrite par l'équations 2.54 et 2.55:



$$K = \frac{\{C\}^c \{D\}^d}{\{A\}^a \{B\}^b} \quad (2.55)$$

Où a, b, c et d sont des coefficients stœchiométriques;

K : Constante d'équilibre;

Selon la loi de conservation de masse, les espèces chimiques sont décrites par leurs activités ioniques par l'équation 2.56:

$$a_i = \gamma[i] \quad (2.56)$$

avec :

a_i : activité ionique;

γ : Coefficient d'activité;

[i] : Concentration de l'ion (mol/L);

Le coefficient d'activité γ peut être calculé à l'aide de l'équation de Debye-Hückel (1923) :

$$\log \gamma = \frac{0,51Z^2\sqrt{I}}{1 + 3,3\alpha\sqrt{I}} \quad (2.57)$$

où :

Z : charge de l'ion;

α : Diamètre effectif de l'ion ;

I : force ionique;

La force ionique I est définie par la moitié de la somme du produit des moles des espèces présentes (m_i) et de leurs nombres de charge (Z_i) :

$$I = 0,5 \sum m_i Z_i^2 \quad (2.58)$$

Le produit de solubilité d'une réaction de dissolution d'un minéral $M_{(s)}$ peut être exprimé comme suit :



$$K_{ps} = \frac{\{C\}^c \{D\}^d}{\{M\}} \quad (2.59)$$

$\{M\} = 1$ (pour les solides).

Le produit de solubilité peut être reformulé en utilisant le produit d'activité ionique (IAP), tel qu'indiqué ci-dessous :

$$K_{ps} = IAP = \{C\}^c \{D\}^d \quad (2.60)$$

Le produit de solubilité dépend fortement de la température, de la pression partielle, du pH, de Eh et d'autres facteurs (Merkel et al., 2005).

L'indice de saturation IS est utilisé pour indiquer la saturation d'une solution par rapport à un minéral donné (Appelo et Postma, 2004). Il est calculé par la formule suivante :

$$IS = \log \frac{IAP}{K_{ps}} \quad (2.61)$$

où :

$IS > 0$: précipitation du minéral.

$IS = 0$: le système est à l'équilibre.

$IS < 0$: Dissolution du minéral.

2.4.1.2 La cinétique des réactions chimiques

Les réactions précédemment décrites ne dépendent pas du temps. Dans la suite, les réactions chimiques présentées prennent en compte la vitesse à laquelle la réaction peut se survenir et le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre.

La vitesse de la réaction correspond à la variation de la quantité des réactifs et des produits par unité de temps. La vitesse de réaction cinétique des minéraux est écrite tel que ci-dessous :

$$R_k = r_k \cdot \left(\frac{A_0}{V}\right) \cdot \left(\frac{m_k}{m_{0k}}\right)^n \quad (2.62)$$

avec :

r_k : la vitesse de réaction spécifique;

A_0 : Surface initiale du minéral;

V : Volume molaire du minéral;

m_{0k} : masse initiale du minéral;

m_k : masse du minéral à un temps t ;

$n=2/3$.

2.4.1.3 Le modèle du noyau réactif « Shrinking core Model »

L'oxydation des sulfures peut être représentée par le modèle du noyau réactif ou « Shrinking core Model » (Levenspiel, 1998). Ce modèle a été initialement développé par Yagi et Kunii (1955, 1961), et a été appliqué à divers modèles géochimiques (Davis et Ritchie, 1986; Mayer et al., 2002; Molson et al., 2004; Molson et al., 2008). Ce modèle est souvent retenu car il est raisonnablement représentatif de l'oxydation des minéraux sulfureux.

Selon le modèle du noyau réactif, un minéral (sulfures) est entouré par un fluide environnant et un film aqueux (Figure 2.7). Il suppose que le taux d'oxydation est contrôlé par la taille des grains des sulfures qui sont tous considérés sphériques. L'oxydation des sulfures entraîne un rétrécissement du volume et donc du diamètre du grain. Cependant, la précipitation des minéraux secondaires à la surface du grain favorise la formation d'un halo ou cortex autour du grain, augmentant ainsi le diamètre total. La frange de précipitation des minéraux secondaires se comporte comme une barrière qui empêche diffusion du gaz vers le noyau interne non oxydé (Nicholson et al., 1990; Appelo et Postma, 1994).

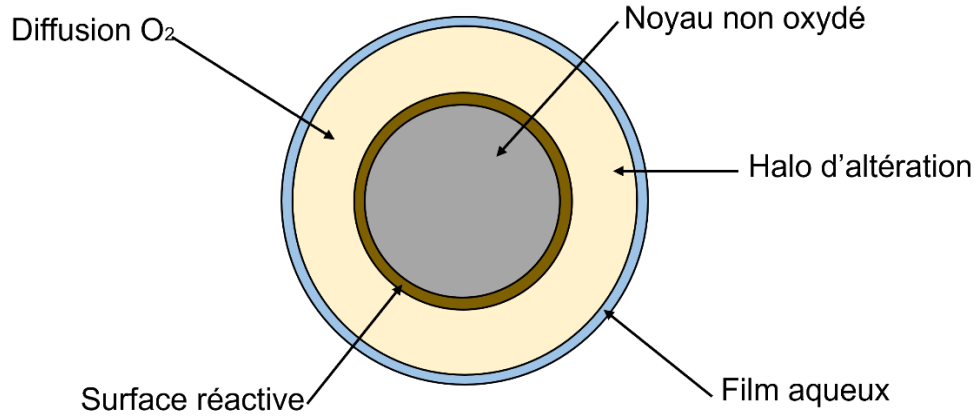


Figure 2.7: Modèle Shrinking core. Le modèle suppose que les grains de sulfures sont sphériques et qu'ils subissent une oxydation progressive. Pour réagir avec la surface du grain non réactif, l'oxygène doit se déplacer (par diffusion) à travers le fluide environnant, le film aqueux entourant les particules, ainsi que la zone de précipitation secondaire et de minéraux déjà oxydés (halo d'altération) (adapté de Mayer et al., 2002).

La formule qui exprime le taux d'oxydation des sulfures selon le modèle « shrinking core » est la suivante :

$$R_k^m = -10^3 S_k D_k \left(\frac{r_i^p}{(r_i^p - r_i^r) \cdot r_i^r} \right) \cdot \left(\frac{[O_2]_w}{v_k} \right) \quad (2.63)$$

où :

R_k^m : Taux d'oxydation des sulfures;

S_k : Surface réactive du minéral;

D_k : Coefficient de diffusion à travers le cortex d'oxydation;

r_i^p : Rayon du grain;

r_i^r : Rayon du noyau;

$[O_2]_w$: Concentration d'oxygène dissous;

v_k : Coefficient stœchiométrique de l'oxygène (dans le cas de la pyrite $v_k = 3,5$).

L'équation qui décrit le taux de précipitation des minéraux secondaires non sulfureux précipités est formulée suivant la loi de réaction de surface de la manière suivante :

$$R_k^m = -k_k^{m,eff} \left(1 - \frac{IAP_K}{K_k} \right) \quad (2.64)$$

R_k^m : Taux de dissolution-précipitation;

$k_k^{m,eff}$: Coefficient de réaction effectif;

IAP_K : Produit d'activité ionique;

K_k : Constante d'équilibre.

Les étapes d'évolution du modèle noyau réactif sont résumés comme suit :

- Étape 1 : Diffusion de l'oxygène à travers le film aqueux entourant la particule jusqu'à la surface du grain solide non réactif.
- Étape 2 : Infiltration et diffusion de l'oxygène à travers le cortex d'oxydation jusqu'à la surface du noyau non oxydé.
- Étape 3 : Réaction de l'oxygène avec le solide à l'interface solide- cortex d'oxydation entraînant la formation d'une surface réactive.
- Étape 4 : Diffusion des produits gazeux à travers le cortex d'altération jusqu'à la surface extérieure du solide.
- Étape 5 : Diffusion des produits gazeux à travers le film aqueux vers le fluide.

2.4.2 Les formules mathématiques du modèle de transport réactif

Les formulations fondamentales qui régissent les modèle transport réactif peuvent être classées en deux groupes :

- L'équation de Richards qui décrit l'écoulement de l'eau dans un milieu non saturé (déjà présentée à la section 2 (équation 2.11))
- Les équations de transport-réactif qui décrivent les processus de transport couplés à un ensemble de réactions chimiques.

L'équation générale du transport réactif, y compris les réactions chimiques, est présentée comme suit :

$$\frac{\partial}{\partial t}(S_a n T_j^a) + \frac{\partial}{\partial t}(S_g n T_j^g) - \nabla q_a T_j^a + \nabla \cdot D_a \nabla T_j^a - \nabla \cdot q_g T_j^g + \nabla \cdot D_g \nabla T_j^g = Q_j^{a,a} + Q_j^{a,m} \quad (2.65)$$

avec :

T_j^a : Concentration de l'élément j dans la phase aqueuse;

T_j^g : Concentration de l'élément j dans la phase gazeuse;

D_a : Coefficient de diffusion dans l'eau;

D_g : Coefficient de diffusion dans la phase gazeuse;

Q_f^a : Débit (source ou fuite).

2.4.3 Les modèles de transport réactif simulant la génération et l'atténuation du DMA

L'infiltration d'eau, dont la composition chimique diffère de celle de la nappe phréatique, ou l'infiltration de gaz dans un milieu poreux partiellement saturé, comptent parmi les processus externes indispensables pour perturber l'équilibre du système géochimique. Ce déséquilibre agit comme une force motrice pour que les réactions géochimiques se produisent jusqu'à ce qu'un nouvel état d'équilibre soit atteint. Ce changement peut entraîner des modifications de la composition des phases, ce qui provoque une altération géochimique de la phase solide (oxydation pyrite). Cette altération géochimique dépend de plusieurs facteurs (Sparks, 2013) : la température, la conductivité hydraulique, la saturation des phases, la porosité de la phase solide, la surface minérale, la concentration des espèces de l'eau de recharge, la concentration d'oxygène (O_2) et de dioxyde de carbone (CO_2), et le pH de l'eau de recharge (Mayer, 1999).

Plusieurs modèles de transport-réactif ont été conçus pour simuler la production et l'atténuation du drainage minier acide dans la zone non saturée, où se situe la source de contaminants telle que l'oxydation des sulfures (Jaynes et al., 1984; Lichtner, 1996; Lefebvre et al., 2001; Mayer et al., 2002).

Les réactions géochimiques employées pour la formulation de transport réactif dans des systèmes présentant une saturation variable sont décrites au tableau 2.7 (Lichtner, 1996; Mayer et al., 2012) :

Tableau 2.7: Les réactions géochimiques de transport réactif (Mayer et al., 2002)

Phase	Équation	Termes de l'équation
Les espèces dans la phase aqueuse- à l'équilibre	$A_i^{a,eq} \Leftrightarrow \sum_{j=1}^{N_c} v_{ij}^{a,eq} A_j^c \quad (2.66)$ $i=1, N_{a,eq}$	$A_i^{a,eq}$: Complexe aqueuse $v_{ij}^{a,eq}$: coefficient stœchiométrique A_j^c : espèce chimique $N_{a,eq}$: Nombre de complexes aqueux
Les espèces dans la phase aqueuse- à l'état cinétique	$0 \Leftrightarrow \sum_{j=1}^{N_c} v_{ij}^{a,kin} A_j^c \quad (2.67)$ $i=1, N_{a,kin}$	$N_{a,kin}$: nombre de réactions cinétiques
La phase gazeuse	$A_i^g \Leftrightarrow \sum_{j=1}^{N_g} v_{ij}^g A_j^c \quad (2.68)$ $i=1, N_g$	A_i^g : Complexe gazeux v_{ij}^g : coefficient stœchiométrique N_g : Nombre de gaz
Phase minérale	$A_i^m \Leftrightarrow \sum_{i=1}^{N_i^{m,p}} \sum_{j=1}^{N_c} V_{ijl}^m A_j^c \quad (2.69)$ $i=1, N_m$	$N_i^{m,p}$: nombre de voies parallèles affectant la dissolution cinétique ou la précipitation du minéral
Les concentrations totales dans les phase aqueuse et gazeuse.	$T_j^a = C_j^c + \sum_{i=1}^{N_{a,eq}} v_{ij}^{a,eq} C_i^{a,eq} \quad (2.70)$ $T_j^g = C_j^c + \sum_{i=1}^{N_g} v_{ij}^g C_i^g \quad (2.71)$ $j=1, N_c$	C_j^c : les concentrations des espèces en solution(mol/LH ₂ O) $C_i^{a,eq}$, C_i^g : les concentrations des espèces secondaires dans les phase aqueuse et gazeuse.

Cet ensemble de réactions implique des réactions qui sont à l'équilibre et d'autres qui sont contrôlées cinétiquement. Les relations cinétiquement contrôlées concernent les réactions qui se produisent à une vitesse lente telles que la dissolution et la précipitation des minéraux. Il est important de définir des voies de réactions parallèles pour chaque phase minérale pour les réactions intra-aqueuse décrite par l'équation 2.69. Par exemple, l'oxydation de la pyrite peut être causée par

l'oxygène ou par les ions Fe^{3+} , ce qui entraîne des stœchiométries et des taux de réactions différents pour chaque voie de réaction (Mayer et al., 2002).

La concentration totale du composant A_j^c dans les phase aqueuse et gazeuse est définie respectivement par les équations (équation 2.70) et (équation 2.71) (Yeh et Tripathi, 1989; Steefel et Lasaga, 1994).

Les réactions ayant une cinétique plus lente que le transport, telles que les réactions d'oxydation bactérienne ou les réactions de dissolution/ précipitations, sont caractérisées par des taux de réactions et définis par l'équation suivante (Mayer et al., 2002) :

$$R_{il}^m = (\varphi_i^m, S_i^m, D_{il}^m, K_{il}^m, K_{il}^m, I, C_j^c, C_k^{a,eq}, T_j^a) \quad (2.72)$$

où :

φ_i^m : Fraction volumique du minéral

S_i^m : Surface réactive du minéral

D_{il}^m : Coefficient de diffusion requis pour le modèle « Shrinking-core »

K_{il}^m, K_{il}^m : constantes de vitesse qui décrit la dissolution du minéral.

Afin d'évaluer la production ou la consommation des composants dans la phase aqueuse, l'équation 2.73 est proposée :

$$Q_j^{a,a} = -n \sum_{i=1}^{N_{a,kin}} V_{ij}^{a,kin} R_i^a \quad j = 1, N_c \quad (2.73)$$

Où la vitesse de réaction cinétique est représentée par R_i^a et la porosité par n.

L'apparition des composants dissous ou précipités résultant de réactions de dissolution - précipitation est exprimée de la même manière :

$$Q_j^{a,m} = -n \sum_{i=1}^{N_m} \sum_{l=1}^{N_i^{m,p}} V_{ijl}^m R_{il}^m \quad (2.74)$$

L'équation 2.76 permet de calculer la variation de la masse minérale :

$$Q_j^{m,a} = V_i^m \sum_{l=1}^{N_i^{m,p}} R_{il}^m \quad (2.75)$$

$$\frac{\partial \varphi m_i}{\partial t} = V_i^m \cdot R_i^m \quad (2.76)$$

avec :

φm : Fraction volumique du minéral m;

V_i^m : volume molaire du minéral m ;

R_i^m : Taux de réaction (oxydation, précipitation ou dissolution) du minéral m;

CHAPITRE 3 MATÉRIAUX ET MÉTHODES

Ce chapitre présente la méthodologie détaillée utilisée pour répondre aux objectifs de ce projet de recherche. Notre démarche méthodologique s'articule autour de quatre phases distinctes contribuant à bien mener notre recherche. La première phase implique la préparation des matériaux de recouvrement, la deuxième phase repose sur la caractérisation de ces matériaux, la troisième phase consiste à réaliser des essais en colonne au laboratoire. Finalement, une phase de modélisation hydrogéochimique avec des projections à des échelles plus étendues.

3.1 Provenance des matériaux

Deux barils de résidus miniers et deux barils de roches stériles provenant de la mine Canadian Malartic ont été transportés au laboratoire URSTM au mois du mai 2023. Le calcaire broyé utilisé comme un matériau d'amendement provient de la compagnie Miller Agricultural Limestone (Haileybury-Ontario). Une fois au laboratoire les matériaux ont été homogénéisés manuellement, répartis d'une façon homogène dans des chaudières (Figure 3.1). Une quantité de stériles et de résidus a été prélevée pour calculer la teneur en eau massique des deux matériaux et pour les essais de caractérisation physique, hydrogéologique, chimique et minéralogique.



Figure 3.1: Préparation des stériles et résidus au laboratoire URSTM

3.1.1 Contexte géologique de la mine Canadian Malartic

La mine Canadian Malartic (MCM) comprend la demi-sud de la ville de Malartic et se situe à environ 65 km à l'est de Rouyn-Noranda, elle exploite un gisement d'or à sulfures disséminés et/ou

en stockwork, d'âge archéen de classe mondiale situé dans le sud-est de la province du Supérieur. Sa production atteint 658 792 onces d'or en 2022. La MCM fait partie des mines en exploitations situées sur la faille de Cadillac-Larder Lake, orientée est-ouest, et qui marque la limite entre la sous-province de Pontiac au sud et de l'Abitibi au nord (Figure 3.2) (Sansfacon et al., 1987). La minéralisation de la MCM est encaissée à la fois dans des roches sédimentaires du Groupe de Pontiac et des intrusions porphyriques de monzodiorite à quartz et de granodioite. Des phases aurifères sont associées à l'altération hydrothermale (altération potassique, silicification ou carbonatation), qui est à l'origine de la formation des minéraux d'altération comme la calcite (De Souza et al., 2019). De point de vue environnemental, la présence des carbonates est un facteur important pour neutraliser le DMA.

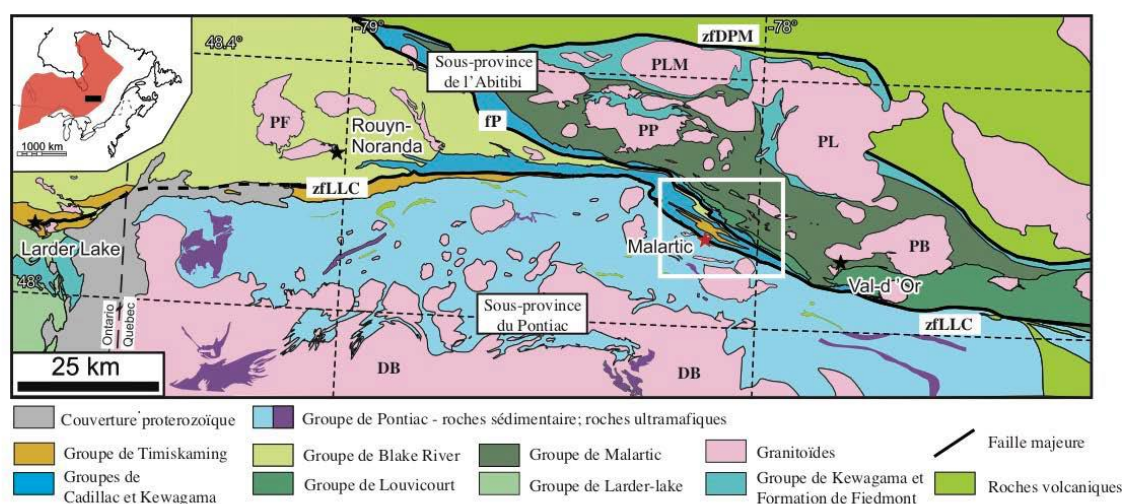


Figure 3.2: : Carte géologique des sous-provinces de l'Abitibi et de Pontiac autour de la mine Canadian Malartic (De et al., 2020).

3.1.2 Description des matériaux utilisés

Trois matériaux ont été utilisés dans le cadre de ce projet, dont un résidu présentant un potentiel de génération d'acide est considéré faible, voire situé dans la zone d'incertitude. Ces résidus ont été utilisés dans la CEBC comme couche de rétention d'humidité. Des stériles concassés et tamisés à une granulométrie de 50 mm sur le site minier Canadian Malartic ont été utilisés comme couche de protection et/ou couche de bris capillaire. Les stériles de la MCM présente plusieurs lithologies dont les principales sont : Grauwacke altéré (AGR), Grauwacke carbonaté (CGR), Grauwacke silicifié (SGR), Grauwacke (GR), Porphyres (SPO), Porphyre carbonaté (CPO). Vu que ce projet

se focalise essentiellement sur les résidus peu réactifs, nous avons utilisé les roches stériles CPO provenant des dykes porphyriques de composition dioritique à granodioritique, avec une altération plus importante en carbonate, qui peuvent contribuer à la neutralisation du DMA et améliorer l'efficacité de la CEBC. Un amendement calcaire d'une granulométrie fine, et un potentiel de neutralisation élevé (94%) a été mélangé avec les résidus pour neutraliser le pH, et favoriser l'atténuation des concentrations élevées de métaux hydrosolubles dans l'eau interstitielle.

3.2 Techniques de caractérisation physique

3.2.1 Analyse granulométrique

- *Résidus et résidus amendés*

L'analyse granulométrique des résidus et des résidus amendés a été réalisée à l'aide du granulomètre laser Malvern Mastersizer. Cet équipement utilise la technique de diffraction laser, mesurant l'intensité de la lumière en fonction de l'angle par rapport au faisceau laser. Ce dernier est dirigé à travers les particules de l'échantillon, qui sont dispersées dans l'eau (mode de dispersion humide) (Merkus, 2009). Les données sont compilées et analysées à l'aide de modèles mathématiques pour déterminer la courbe granulométrique de l'échantillon. L'appareil n'est capable de détecter que les fractions granulométriques comprises entre 0,05 μm à 880 μm , avec une précision de $\pm 2\%$.

- *Les roches stériles*

L'analyse granulométrique des roches stériles a été faite selon la norme ASTM D422. Cette opération consiste à tamiser l'échantillon à l'aide d'une série de tamis dont les diamètres de mailles 56 mm, 40 mm, 28 mm, 20 mm, 14 mm, 10 mm et 5 mm, le passant à 5 mm est tamisé à l'aide des tamis de mailles 2,5 mm, 1,25 mm, 630 μm , 315 μm , 160 μm , et 80 μm . La fraction fine (<80 μm) est encore analysée par le granulomètre laser Malvern Mastersizer, la réconciliation des deux données permet de déterminer la courbe granulométrique des stériles. Les courbes granulométriques obtenues permettent de déterminer les paramètres suivants :

D_{10} : diamètre effectif des particules qui correspondre à 10% du passant.

D_{60} : diamètre effectif des particules qui correspondre à 60% du passant.

D_{30} : diamètre effectif des particules qui correspondre à 30% du passant.

C_u : Coefficient d'uniformité (indice d'irrégularité de la distribution de la taille des particules ($C_u = D_{60}/D_{10}$))

C_c : Coefficient de courbure ($\frac{(D_{30})^2}{D_{60} \times D_{10}}$)

3.2.2 Densité relative

La densité relative est mesurée selon la norme ASTM D854-10 (ASTM, 2012) à l'aide d'un pycnomètre à hélium (Micromeritics AccuPyc 1330), avec une précision de $\pm 0,03\%$. Cette méthode permet de mesurer le volume de gaz (Hélium) injecté par une masse connue de l'échantillon en poudre. Les stériles sont broyés avant qu'ils soient analysés par le pycnomètre à hélium.

3.3 Résultats de la caractérisation physique

3.3.1 Granulométrie

La figure 3.3 représente les courbes granulométriques des trois matériaux. Les caractéristiques principales de ces courbes sont présentées dans le tableau 3.1

Les résidus MCM ont un pourcentage passant au tamis 80 μm de 74%, avec des D_{60} et D_{10} de respectivement de 44 μm et 3,5 μm . Le coefficient d'uniformité est de 12,61 et celui de courbure est de 1,05, indiquant une granulométrie étalée. Ces résultats granulométriques sont cohérents avec ceux habituellement trouvés dans la littérature (Bussière et al., 2007; L-Bolduc, 2012; Kalonji, 2014; Lavoie-Deraspe, 2019).

La courbe granulométrique de l'amendement calcaire indique un pourcentage passant au tamis 80 μm de 46%, avec un D_{60} de 120 μm et un D_{10} de 4,1 μm . De plus, le coefficient d'uniformité est de 29,61, représentant ainsi une granulométrie étalée. La granulométrie du calcaire est légèrement plus grossière que celle des résidus.

Le mélange résidus-calcaire représente un D_{60} de 42 μm , un pourcentage de passant au tamis 80 μm de 76% et un C_u de 12,4. La distribution granulométrique du mélange résidus-calcaire est semblable à celle des résidus seuls, en raison de l'utilisation d'un faible ratio (8%) dans le mélange.

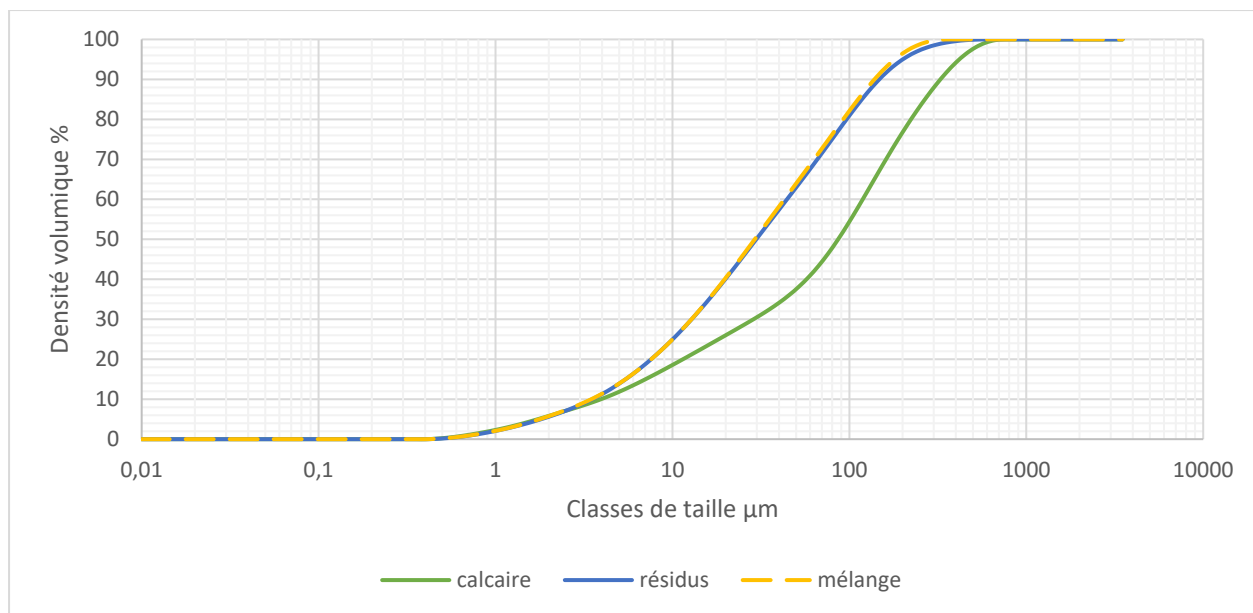


Figure 3.3: Courbe granulométrique des résidus, de l'amendement calcaire et du mélange calcaire-résidus

La figure 3.4 représente la courbe granulométrique des roches stériles CPO, on observe à cette figure que le D_{10} est de 0,42 mm le D_{60} est de 18,71 mm. Le coefficient d'uniformité C_u a une valeur de 44,5 et le coefficient de courbure est de 2,70. Le pourcentage passant au tamis 80 μm est de 5%. Les courbes granulométriques des roches stériles CPO sont semblables aux celles représentés par Lavoie-Deraspe (2019).

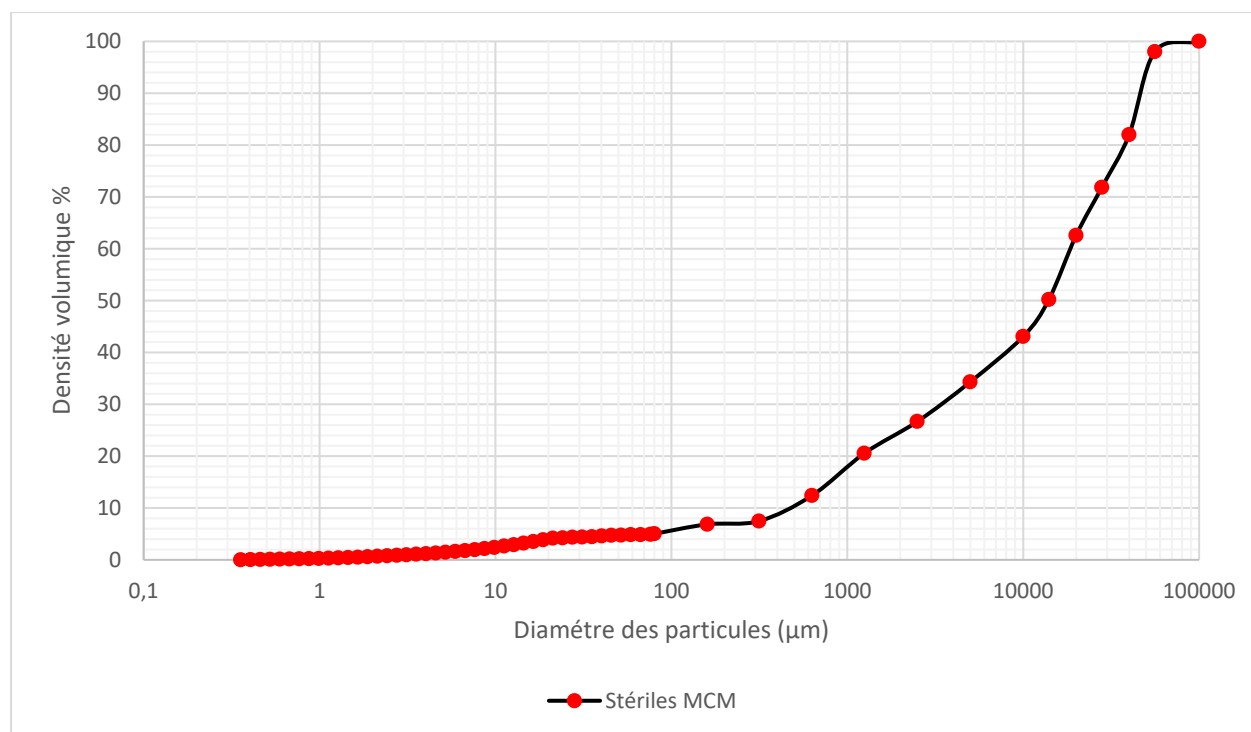


Figure 3.4: Courbe granulométrique des stériles CPO

Tableau 3.1: Caractéristiques de la courbe granulométrique des différents matériaux

Matériau	D ₁₀ (mm)	D ₆₀ (mm)	D ₃₀ (mm)	C _U	C _c
Résidus	0,0035	0,044	0,013	12,5	1,048
Amendement	0,0041	0,12	0,031	29,6	1,94
Résidus amendés	0,0035	0,043	0,013	12,6	1,10
Stériles	0,42	18,71	4,55	44,5	2,70

3.3.2 Densité relative

La densité relative (D_r) des résidus MCM et des stériles MCM est de 2,74 et 2,76 respectivement. Bien que la teneur des sulfures (comme la pyrite) soit faible dans les deux échantillons, la présence d'ilménite et de rutile dans les résidus, ainsi que d'épidote dans les stériles, pourrait influencer la valeur de D_r . Ces valeurs sont typiques des résidus miniers dans la plupart des sites miniers au Québec. En revanche, la densité relative de l'amendement calcaire est plus faible (2,66), du fait qu'il s'agit d'un matériau dépourvu de sulfures et contenant des minéraux carbonatés.

Le tableau 3.2 représente les valeurs des densités relatives à chacun des matériaux étudiés. Les mesures de la densité relative sont faites avant le montage des colonnes.

Tableau 3.2: La densité relative des différents matériaux étudiés

Matériau	D _r moyenne	Intervalle de mesure
Résidus MCM	2,74	2,73 – 2,75
Stériles MCM	2,76	2,75 – 2,77
Amendement	2,66	2,65 – 2,67
Résidus MCM amendés	2,72	2,71 - 2,73

3.4 Techniques de caractérisation hydrogéologique

La conductivité hydraulique saturée et la courbe de rétention d'eau sont deux propriétés hydrogéologiques des sols non saturés, ces propriétés sont obtenues à l'aide des essais réalisés au laboratoire URSTM-UQAT et seront décrits en détail dans la section suivante

3.4.1 Essais de conductivité hydraulique saturée (k_{sat})

- *Les résidus et résidus amendés*

Les essais de conductivité hydraulique (k_{sat}) ont été réalisés au laboratoire sur les résidus et les résidus amendés en utilisant un perméamètre à paroi flexible (méthode de charge variable), cette méthode peut être utilisée sur les matériaux dont la conductivité hydraulique saturée est inférieure à 10^{-5} cm/s (ASTM, 2016a). Le principe de cet essai consiste à entourer l'échantillon d'une membrane flexible adaptée à la forme de l'échantillon grâce à la pression cellulaire, évitant ainsi le passage de l'eau entre l'échantillon et la membrane durant l'essai de perméabilité (Figure 3.5). Le perméamètre est équipé de deux tubes permettant la saturation de l'échantillon et l'évacuation de l'air. La charge hydraulique est mesurée à l'aide d'un tube gradué de diamètre connu, rempli en eau désaérée, puis la hauteur d'eau est notée pour un temps donné. La valeur de k_{sat} est déterminée par la méthode de charge variable selon l'équation suivante :

$$K_{sat} = \frac{l \times a}{A(t_2 - t_1)} \times \ln \frac{h_1}{h_2} \quad (3.1)$$

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

l: hauteur du matériau dans le perméamètre (cm)

a: aire de la burette (cm²)

h_1, h_2 : hauteur d'eau (cm)

t_1, t_2 : temps (s)

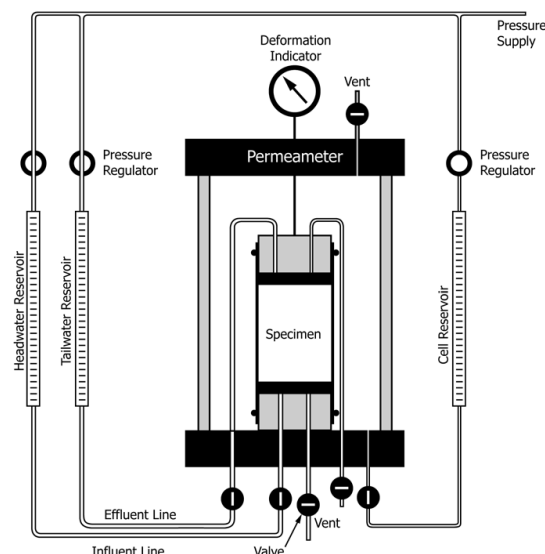


Figure 3.5: Perméamètre à paroi flexible utilisé pour les résidus et les résidus amendés

- Les stériles CPO

Pour déterminer la conductivité hydraulique saturée des stériles, un essai de perméabilité (méthode charge constante) a été réalisé à l'aide d'une colonne en PEHD (polyéthylène haute densité) de 30 cm de diamètre et 80 cm de hauteur équipée de valves connectées à des tubes en coude (Z) (Figure 3.7). La procédure de cet essai débute par la préparation d'une quantité suffisante de roches stériles ($w\%=4$) préalablement homogénéisée à l'aide d'une pelle sur le plancher. Une pierre poreuse suivie d'un géotextile sont placés au fond de la colonne. Par la suite, les roches stériles sont mises en place par tranche et compactées afin d'atteindre la porosité cible. La colonne est ensuite saturée du bas vers le haut avec un débit faible, et elle est maintenue couverte pour éviter l'évaporation. En appliquant un écoulement à débit constant, la k_{sat} peut être calculée en mesurant la quantité d'eau récupérée à la sortie pendant un temps déterminé (Chapuis et al., 2006; Peregoedova, 2012). La formule utilisée est :

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

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

L : hauteur de l'échantillon dans le perméamètre (cm);

A : Aire du perméamètre (cm²);

H : hauteur de la charge entre deux point (cm);

3.4.2 Courbe de rétention d'eau (CRE)

- Résidus et résidus amendés

La détermination de la courbe de rétention d'eau pour les résidus et les résidus amendés a été faite à l'aide des cellules de Tempe selon la norme ASTM D3152-72. L'échantillon initialement saturé est placé dans un anneau métallique sur une pierre poreuse en céramique (AEV=1500KPa). Le principe de cet essai consiste à appliquer des paliers de succion croissante sur l'échantillon initialement saturé en eau, et à suivre l'évolution de la teneur en eau (Fredlund et Rahardjo, 1993; Delage et Cui, 2000). En pratique, la procédure commence par la préparation de la pierre poreuse qui doit être préalablement saturée (minimum 24 h dans l'eau), ensuite, on place l'échantillon dans une cellule hermétiquement fermée. Des niveaux de pressions gazeuses (bonbonne d'azote) sont appliqués sur l'échantillon à l'aide d'un régulateur de pression, afin de faire sortir l'eau de la valve de sortie (Figure 3.6). La variation de teneur en eau est obtenue, en pesant la cellule pour chaque palier de pression après avoir atteint l'équilibre. La CRE est déterminée à partir des valeurs mesurées de la teneur en eau volumiques en fonction des succions appliquées. La dernière étape consiste à mesurer la teneur en eau massique finale et le volume de l'échantillon lors du démantèlement de la cellule. Ces données permettent de calculer la teneur en eau volumique finale (θ), l'indice de vide (e) par les équations 3.3 et 3.4 :

$$e = \left(\frac{D_r \times V_t}{M_s} \right) - 1 \quad (3.3)$$

$$\theta = w(1 - n)D_r \quad (3.4)$$

où:

D_r : densité relative de l'échantillon [M.L⁻³];

V_t : volume total de l'anneau [L³];

M_s : masse sèche de l'échantillon [M];

W : teneur en eau massique [%];

n : porosité [-];



Figure 3.6: Les cellules de Tempe utilisées pour les résidus et les résidus amendés

- *Stériles CPO*

Après avoir effectué les mesures de la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}), la colonne est drainée pour procéder à l'essai permettant d'obtenir la courbe de rétention d'eau. Le drainage de la colonne se fait en ouvrant la valve du bas afin de permettre l'écoulement de l'eau, on laisse la colonne ouverte à la pression atmosphérique (Figure 3.7). Un tube connecté au bas de la colonne maintient une charge hydraulique d'environ 10 cm, fixée comme condition limite inférieure. La colonne est ensuite laissée en place pendant quelques jours jusqu'à atteindre l'équilibre hydrostatique (où $h=\Psi$). Une fois le drainage terminé (pas de variation de masse), la colonne est démontée, et le matériau est

récupéré par tranche de 7 à 10 cm, en notant la masse humide de chaque couche ainsi que la distance entre le sommet de la colonne et la surface de chaque couche. Les tranches sont ensuite placées dans un four pour être séchées. La courbe de rétention d'eau est déterminée en calculant la teneur en eau volumique (équation 3.2) en fonction de la succion (élévation au milieu de chaque couche au-dessus de la nappe phréatique). Le détail sur le protocole est présenté par Chapuis et al (2006), Peregoedova (2012), Lévesque (2015).

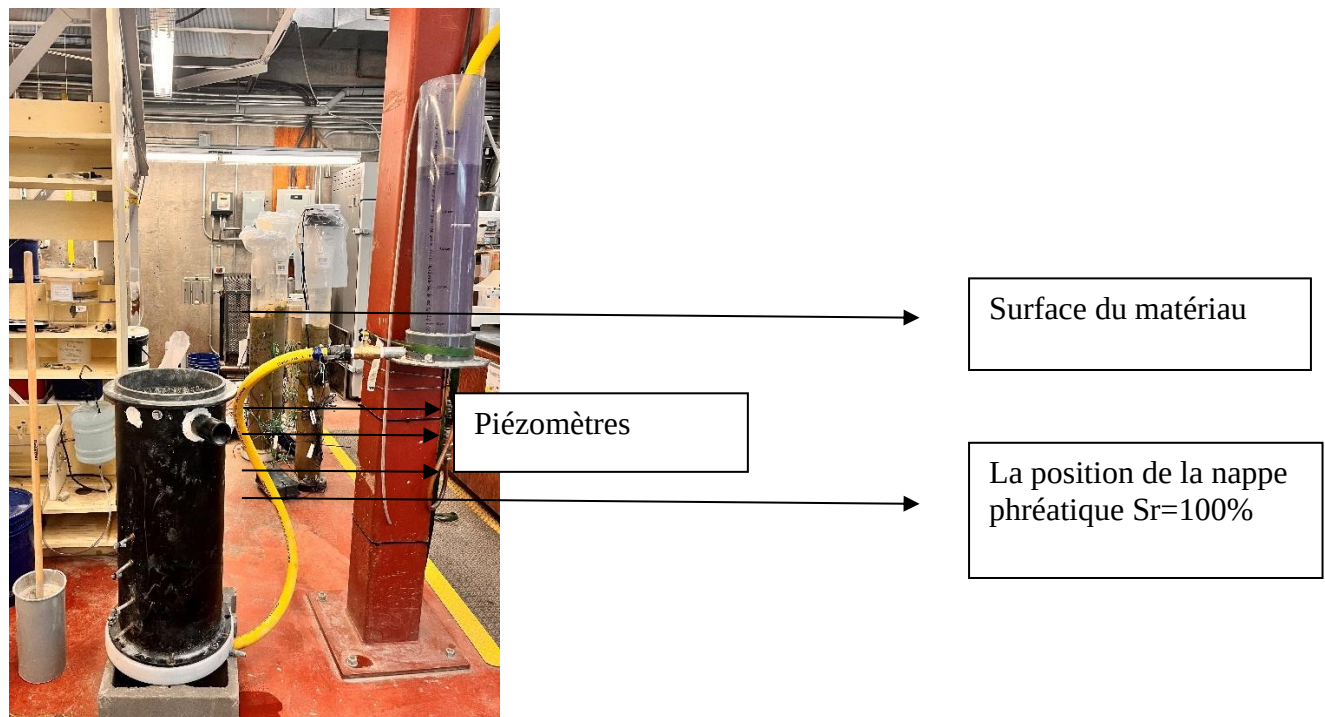


Figure 3.7: Montage utilisé pour réaliser les essais de perméabilité et pour obtenir la courbe de rétention d'eau en drainage (Peregoedova, 2012)

Les valeurs expérimentales sont lissées par la suite à l'aide du modèle de van Genuchten (1980) et du logiciel RETC. La courbe expérimentale obtenue a été comparée avec la courbe prédite selon le modèle Kovacs modifié (MK) (équation 2.24) (Aubertin et al., 2003).

3.5 Résultats de caractérisation hydrogéologique

3.5.1 La conductivité hydraulique saturée

Le tableau 3.3 présente une comparaison entre les mesures de la conductivité hydraulique saturée effectuées au laboratoire et les valeurs prédites par le modèle KCM (équation 2.30). Les valeurs de k_{sat} mesurées sont d'un ordre de grandeur similaire à celles prédites par le modèle KCM pour les résidus. Cette valeur est semblable avec les valeurs typiques trouvées dans la littérature pour des résidus miniers (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2004; Bussière et al., 2007; Kalonji, 2014; Larochelle et al., 2019). Elle correspond également aux résultats des études antérieures menées par les Lavoie-Deraspe (2019) ($k_{sat}=7,1\times10^{-5}$ cm/s), Pétel (2017) ($k_{sat}=2,3\times10^{-5}$ cm/s) et Bolduc (2012) ($k_{sat}=2,0\times10^{-5}$ cm/s) sur les résidus de la mine Canadian Malartic.

Pour les résidus amendés, la valeur mesurée de la k_{sat} est de $9,0\times10^{-6}$ cm/s, ce qui est comparable à celle prédite ($8,1\times10^{-6}$ cm/s). Bien qu'elle soit légèrement inférieure à celle des résidus non amendés. Cette diminution peut être attribuée à la faible porosité des résidus une fois mélangés avec l'amendement calcaire.

La conductivité hydraulique saturée mesurée des stériles est de $9,0\times10^{-2}$ cm/s, les modèle de prédiction (KC) et (KCM) présentent des résultats semblables aux valeurs mesurées. Des valeurs similaires sont présentés dans la littérature (Peregoedova, 2012; Kalonji, 2014; Lavoie-Deraspe, 2019).

Tableau 3.3: Résultats des essais de conductivité hydraulique saturée sur les matériaux étudiés

Matériau	Porosité	k_{sat} mesurée (cm/s)	k_{sat} prédite (cm/s)
Résidus	0,41	$2,0\times10^{-5}$	$2,13\times10^{-5}$
Résidus amendés	0,39	$9,0\times10^{-6}$	$8,1\times10^{-6}$
Stériles	0,35	$8,4\times10^{-2}$	$9,0\times10^{-2}$

3.5.2 Courbe de rétention d'eau

Les figures 3.8, 3.9 et 3.10 présentent les courbes de rétention d'eau obtenues pour les résidus, les résidus amendés et les roches stériles CPO respectivement. Les points expérimentaux sont ajustés par le modèle de van Genuchten (1980) pour les trois matériaux étudiés, permettant ainsi de déterminer les paramètres θ_s , θ_r , α_v et n_v selon l'équation (équation 2.17). De plus, le modèle MK a été utilisé pour prédire la courbe de rétention d'eau, ce qui a permis d'obtenir une courbe de

rétenion d'eau relativement proche de la courbe de rétenion d'eau expérimentale, notamment en termes de pression d'entrée d'air (AEV).

Les pressions d'entrée d'air ont été déterminées graphiquement en utilisant la méthode des tangentes à partir de la CRE de van Genuchten (1980) (Aubertin et al., 2002). Les caractéristiques de la courbe de rétenion d'eau pour chaque matériau sont représentées dans le tableau 3.4

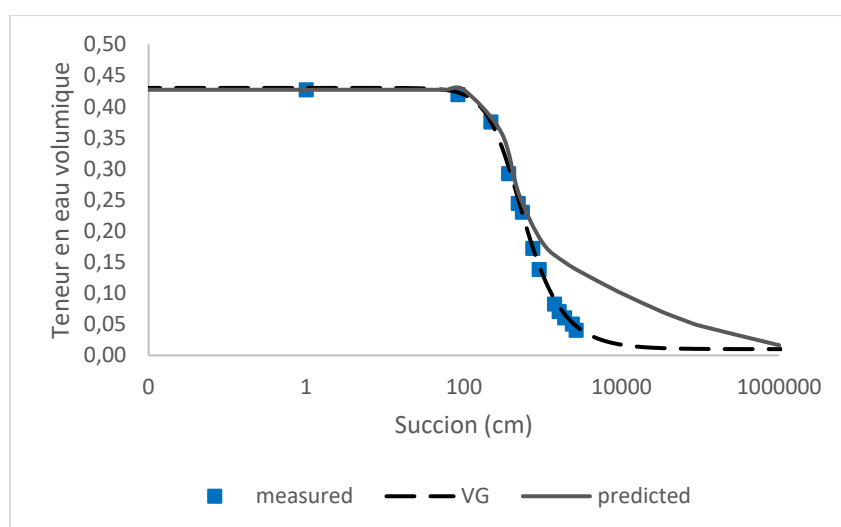


Figure 3.8: Courbe de rétenion d'eau des résidus MCM

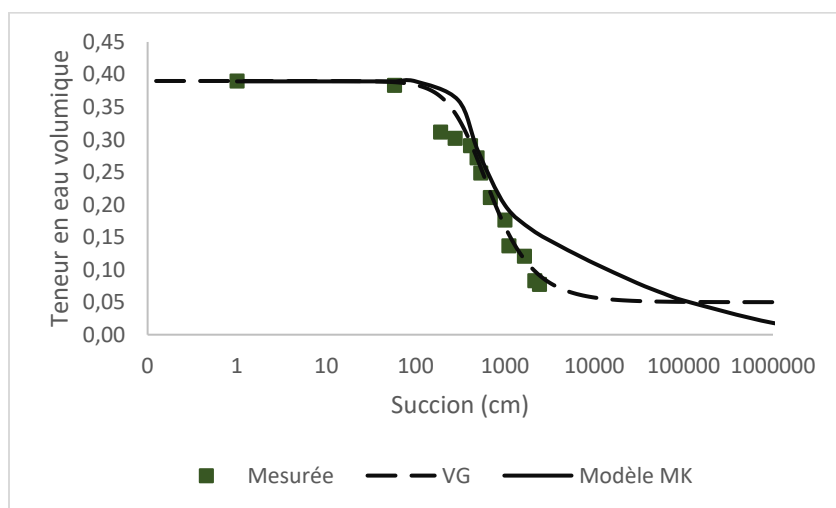


Figure 3.9: Courbe de rétenion d'eau des résidus amendés

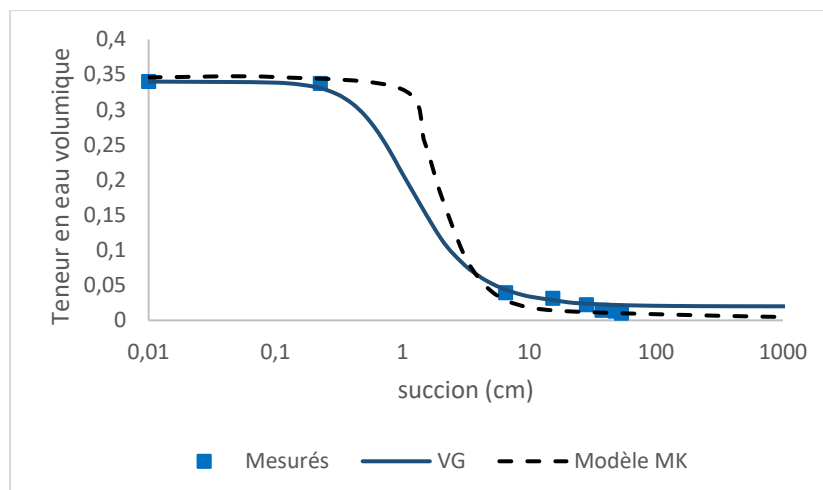


Figure 3.10: Courbe de rétention d'eau des stériles

Tableau 3.4 : Caractéristiques de la courbe de rétention des trois échantillons étudiés

Matériau	n	AEV (m)	θ_r	$\alpha_v (m^{-1})$	n_v
Résidus	0,41	1,5	0,04	0,3	2,25
Stériles	0,35	0,004	0,001	96	2,95
Résidus amendés	0,39	1,7	0,07	0,22	2,10

3.6 Techniques de caractérisation chimique et minéralogique

Les échantillons solides (stériles CPO, résidus et résidus amendés) ont été préalablement séchés, pulvérisés et homogénéisés, pour ensuite être envoyés à la caractérisation chimique (analyses soufre/Carbone (S/C), analyses ICP-AES) et minéralogique (MEB-EDS, MEB-WDS pour certain grains).

3.6.1 Analyse soufre-carbone

Les analyses S/C ont été faite au laboratoire URSTM à l'aide d'un four à induction (Eltra) sur des échantillons inorganiques. Le protocole de cette analyse consiste à placer l'échantillon (1g) dans un creuset en céramique, ensuite une petite quantité d'une poudre de tungstène et fer est ajoutée à l'échantillon. Le rôle du fer est d'accélérer la combustion complète de l'échantillon, tandis que le tungstène est utilisé pour diminuer les effets d'éclaboussement du mélange au four. Le creuset est introduit dans un four chauffé à une température de 1450 °C. L'oxygène présent dans la chambre de

combustion favorise l'oxydation du soufre et du carbone, conduisant respectivement à la formation de dioxyde du soufre (SO₂) et de dioxyde de carbone (CO₂). Ces gaz émis (CO₂, SO₂) sont ensuite acheminés vers des cellules infrarouges pour effectuer la quantification.

Les concentrations en soufre et carbone obtenues permettent de calculer le potentiel de génération d'acidité (PA) et le potentiel de neutralisation (PN) selon les équations 3.5 et 3.6 :

$$PA = 31,25 \times \%S \quad (3.5)$$

$$PN = 83,3 \times \%C \quad (3.6)$$

3.6.2 Analyse des éléments chimiques ICP-AES

La spectrométrie d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP-AES) est la technique utilisée pour déterminer la concentration des éléments chimiques dans un échantillon solide sec et pulvérisé. Cette technique destructive consiste à dissocier et ioniser l'échantillon en l'introduisant dans un plasma à base d'argon à haute température de (5500-6500K). L'échantillon est introduit dans le plasma par un nébuliseur pneumatique, et une chambre de pulvérisation qui transforme l'échantillon en aérosols. Les photons émis par les atomes lors de leur transformation d'un état excité à un état énergétique inférieure sont dispersés en un spectre de raie, ensuite détectés par un polychromateur ou un monochromateur. L'intensité de la lumière émise correspond à des longueurs d'onde spécifiques est proportionnelle à la concentration de chaque élément dans l'échantillon.

3.6.3 Analyse minéralogique MEB-EDS

Les analyses minéralogiques ont été effectuées dans un laboratoire externe à l'aide du microscope électronique à balayage (MEB) couplé à une technique d'analyse par spectroscopie à dispersion d'énergie (EDS). Le principe du MEB-EDS consiste à balayer la surface de l'échantillon à l'aide d'un faisceau électronique focalisé de haute énergie. Lorsque ce faisceau entre en interaction avec les atomes de l'échantillon, ceux-ci, initialement dans un état excité, retournent à un état énergétique fondamental. Ce processus s'accompagne de l'émission de diverses radiations, telles que des électrons secondaires (SE), des électrons rétrodiffusés (BSE) et des rayons X. Le détecteur EDS détecte les rayons X et mesure leur énergie, ce qui permet une analyse qualitative et quantitative. Un logiciel est généralement utilisé pour déterminer la stœchiométrie de chaque élément à partir des spectres émis. La minéralogie est ensuite obtenue en se basant sur la

quantification et l'identification des spectres EDS. La limite de détection des analyses par EDS est de l'ordre de 1000ppm. Pour identifier les éléments traces présents dans les phases minérales, les détecteurs WDS (spectroscopie de rayon X à dispersion de longueur d'onde) permettent d'aller jusqu'à une limite de détection de l'ordre de 10 ppm. Dans ce projet, les analyses WDS sont réalisées sur des grains de pyrite et se concentrent spécifiquement sur l'élément zinc, dont les concentrations dans les lixiviats dépassent des seuils autorisés par la directive 019 sur l'industrie minière, ce qui pourrait constituer une source de drainage neutre contaminé.

3.7 Résultats de caractérisation chimique et minéralogique

3.7.1 Analyse soufre/carbone

Les résultats des analyses soufre/carbone réalisés avant le montage des colonnes sont présentés au tableau 3.5. Les valeurs du potentiel acide (PA) et du potentiel neutralisant (PN) sont calculées respectivement à partir de la teneur en soufre et en carbone selon les équations 3.5 et 3.6. En utilisant ces deux paramètres, le potentiel net de neutralisation (PNN) peut être calculé selon la formule $PNN = PN - PA$. Les résultats du PNN permettent d'évaluer le risque d'un matériau de générer de l'acidité comme suit :

- Si $PNN < 20 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$: Le matériau présente un risque de génération d'acide.
- Si $PNN > 20 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$: Le matériau ne présente aucun risque de génération d'acide.
- Si $-20 \text{ kgCaCO}_3\text{eq}/\text{t} < PNN < 20 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$: Le matériau est situé dans la zone incertaine de génération d'acide.

D'après les résultats présentés dans le tableau 3.5, on constate que les résidus ont un PA de 33 et un PN de 40,4. Leur PNN se situe dans la zone d'incertitude ($7,42 \text{ kgCaCO}_3\text{eq}/\text{t}$). Ces résultats suggèrent que les résidus MCM pourraient produire l'acidité à long terme. En revanche, les stériles CPO sont classés non générateurs d'acide ($PNN > 20 \text{ kgCaCO}_3\text{eq}/\text{t}$). Leur PN est plus élevé que leur PA, respectivement à $28 \text{ kgCaCO}_3\text{eq}/\text{t}$ et $5,14 \text{ kgCaCO}_3\text{eq}/\text{t}$, indiquant ainsi leur capacité à neutraliser l'acidité qu'ils produisent. Dans le cas des résidus amendés, l'ajout d'un amendement calcaire permet d'augmenter le potentiel net de neutralisation des résidus à 83,0 et avoir un rapport PN/PA de 3, ce qui permet de les classer comme non générateurs d'acide (Figure 3.11).

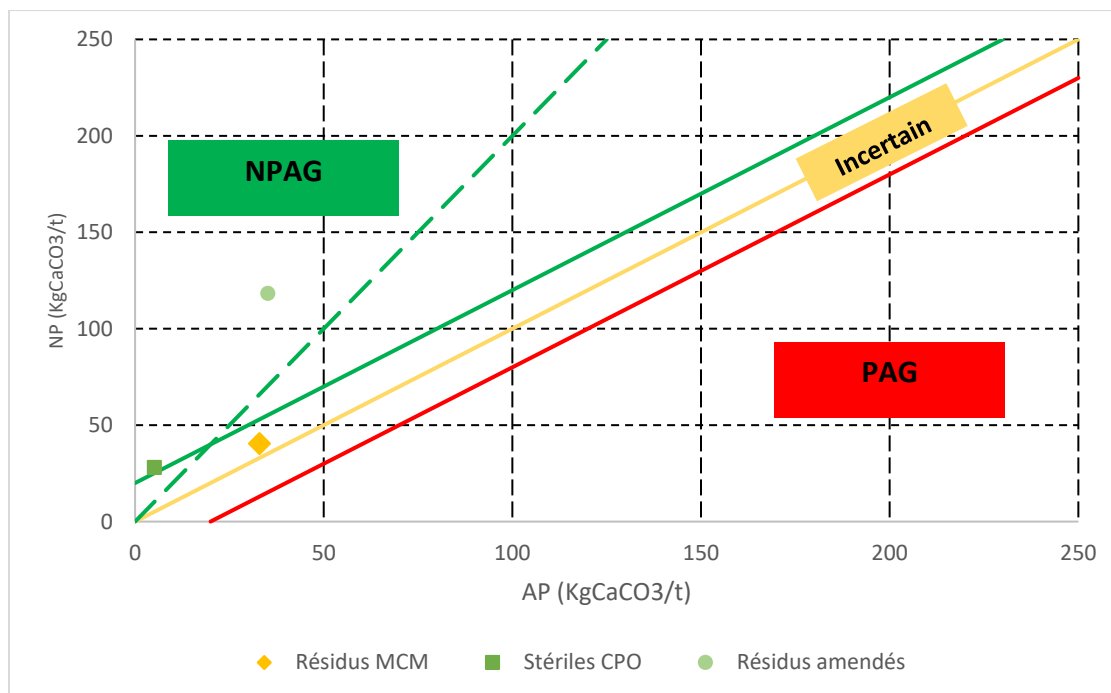


Figure 3.11: Le potentiel de génération d'acide selon les résultats obtenus par les analyses S/C pour les résidus, stériles et résidus amendés.

Tableau 3.5: Les résultats des analyses S/C.

Échantillon	%C	%S	PN	PA	PNN	RPN	Statut
Résidus MCM	0,48	1,05	40,4	33	7,42	1,2	Incertain
Stériles CPO	0,34	0,16	28	5,1	22,8	5,4	NPGA
Résidus amendés	1,42	1,13	118	35,2	83,0	3,4	NPGA

3.7.2 Analyse ICP-AES

Les résultats de la caractérisation chimique des échantillons solides obtenus par l'analyse ICP-AES sont présentés dans le tableau 3.6. On remarque que les éléments dominants dans les trois échantillons soient l'aluminium, le fer, le potassium, le calcium, le soufre et le titane. Les résidus MCM renferment 1% de soufre, tandis que les stériles CPO contiennent 0,15% et les résidus amendés en contiennent 0,95%. Les pourcentages de Ca sont particulièrement élevés, soit 4,8 % pour les résidus amendés, 2,2% pour les résidus et 2% pour les stériles. D'autres éléments neutralisants sont également présents comme le Mg avec un pourcentage massique de 1,7% pour les résidus et les résidus amendés et de 0,56 % pour les stériles. Le Mn présente des pourcentages

faibles, respectivement de 0,46% pour les résidus, 0,34% pour les stériles et 0,43% pour les résidus amendés. On retrouve également d'autres éléments principaux comme l'Al, présent à de proportions massiques de 6,8% pour les résidus, 5,5% pour les stériles CPO et 6,9% pour les résidus amendés. Des pourcentages faibles de Ti, Ba, Cr, Cu, et Zn sont également détectés.

Tableau 3.6: Composition chimique des échantillons solides en mg/kg

Éléments	Unité	Résidus MCM	Stériles CPO	Résidus amendés
Al	mg/kg	68000	55000	69000
Ba	mg/kg	940	1400	910
Ca	mg/kg	22000	2000	48000
Cr	mg/kg	110	220	120
Cu	mg/kg	39	210	33
Fe	mg/kg	35000	24000	30000
K	mg/kg	28000	21000	25000
Mg	mg/kg	17000	5600	17000
Mn	mg/kg	460	340	430
Na	mg/kg	32000	40000	28000
Ni	mg/kg	93	160	77
Pb	mg/kg	25	32	23
S	mg/kg	10000	1500	9500
Ti	mg/kg	2200	2400	2000
Zn	mg/kg	72	140	63

3.7.3 MEB EDS

L'analyse minéralogique semi-quantitative effectuée par le MEB-EDS permet d'identifier les phases minérales dominants dans les trois échantillons étudiés. Les résultats au tableau 3.7

montrent que les résidus MCM, les stériles et les résidus amendés sont principalement constitués de phases silicatés telles que l'albite, le quartz, les micas, les plagioclases et les feldspaths potassiques, avec toutefois une différence dans la teneur en minéraux sulfureux et carbonatés. Le Tableau 3.7 présente les minéraux identifiés au-dessus de la limite de détection (1%), ainsi que et leur dominance dans les trois échantillons analysés par le MEB-EDS.

Tableau 3.7: La caractérisation minéralogique des échantillons par le MEB-EDS

Phase minérale	Formule chimique	Résidus MCM	Stériles CPO	Résidus amendés
Albite	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$	+++++	+++++	++++
Quartz	SiO_2	+++++	+++++	++++
Calcite	CaCO_3	++++	++	+++++
Feldspar-K	KAlSi_3O_8	+++	++++	+++
Biotite	$\text{K (Mg, Fe)}_3(\text{OH, F})_2\text{Si}_3\text{AlO}_{10}$	+++	+++	++++
Plagioclase	$\text{Na}_x\text{Ca}_{(1-x)}\text{Al}_{2-x}\text{Si}_{2+x}\text{O}_8$	++	++	++
Chlorite	$(\text{Mg, Fe})_5\text{Al}(\text{OH})_8\text{AlSi}_3\text{O}_{10}$	++	++	++
Pyrite	FeS_2	++	++	++
Dolomite	$\text{CaMg (CO}_3)_2$	+	—	++

3.7.4 La réconciliation minéralogique

La réconciliation minéralogique permet de quantifier les minéraux en utilisant les résultats issus de l'analyse par le MEB-EDS. Cette analyse permet d'obtenir la stœchiométrie de chaque minéral, les résultats soufre/carbone ainsi que la composition chimique totale des échantillons. En se référant à ces données, il est possible de calculer avec précision le pourcentage massique de chaque minéral à partir de la concentration d'un élément chimique traceur, en utilisant l'équation 3.7 :

$$X_i = 100 \times A_t / B_t \quad (3.7)$$

Où :

X_i : pourcentage massique du minéral dans l'échantillon (%p/p)

A_t : pourcentage massique de l'élément traceur dans l'échantillon (%p/p) obtenu par l'analyse chimique totale

B_t : pourcentage massique de l'élément traceur dans le minéral (%p/p) obtenu par l'analyse MEB-EDS

Dans le cadre de cette étude, la stœchiométrie est dérivée de l'analyse MEB-EDS, tandis que les calculs minéralogiques sont réalisés en utilisant le fichier de réconciliation développé par Bouzahzah (2013).

Tableau 3.8: Résultats de la réconciliation minéralogique pour les trois échantillons étudiés

Minéral	D_r	Résidus MCM (% massique)	Stériles CPO (% massique)	Résidus amendés (% massique)
Albite	2,62	35,0	42,0	35,0
Quartz	2,65	24,0	25,7	24,2
Calcite	2,71	3,20	2,70	9,70
Orthoclase	2,57	12,1	7,30	4,80
Biotite	2,86	8,80	4,50	7,50
Plagioclase	2,73	5,60	2,50	5,50
Clinocllore	2,65	3,20	3,20	1,60
Pyrite	5,02	2,00	0,40	2,10
Dolomite	2,85	0,40	0,20	1,30
Autres minéraux	-	3,30	5,50	2,60

Les résultats de la réconciliation minéralogique révèlent des pourcentages élevés en albite, avec 35,0% dans les résidus, 42,0% dans les stériles CPO et 35,0% pour les résidus amendés. De plus, des phases majeures du quartz sont également présente, représentant 24,0% pour les résidus, 25,7% pour les stériles et 24,2% pour les résidus amendés. La pyrite est identifiée comme le seul sulfure dans les trois échantillons avec un pourcentage de 2,00% dans les résidus, 0,40% dans les stériles

CPO et 2,10% dans les résidus amendés. Concernant les carbonates, la calcite est présente à des proportions de 3,20% dans les résidus MCM, 2,70% dans les stériles CPO et 9,70% dans les résidus amendés, tandis que la dolomite est présente avec des pourcentages faibles de 0,40 % dans les résidus MCM, 0,20% dans les stériles CPO et 1,30 % dans les résidus amendés.

3.8 Essais en colonne

Les essais en colonnes ont pour objectif de reproduire le comportement hydrogéochimique des différents matériaux individuels, notamment lorsqu'ils sont utilisés dans des scénarios de restauration, et ce, dans des conditions de laboratoire contrôlées. Ces essais sont également utilisés pour calibrer les modèles numériques hydrogéochimiques (voir section 3.9). La configuration et l'instrumentation des colonnes sont déterminées en fonction des objectifs spécifiques du projet. La durée d'un essai en colonne dépend principalement de la stabilité des processus géochimiques. Cette section présente la configuration des petites colonnes utilisées pour les matériaux individuels et les grandes colonnes utilisées pour les CEBC. Le montage des colonnes est inspiré des travaux antérieurs d'Aubertin et al. (1995), Bussière et al. (2004), Pabst (2011), Kalonji-kabambi (2014) et Larochelle (2019). Dans toutes les colonnes, une quantité d'eau est périodiquement ajoutée par le haut et collectée du bas de la colonne, cette eau est soumise à des analyses physicochimiques (pH, Eh, conductivité, alcalinité, acidité) et des analyses ICP-AES pour déterminer les concentrations des métaux dissous et les réactions produites dans le système. Ce qui permet de suivre périodiquement la qualité du lixiviat,

Au total, cinq essais en colonnes ont été menés dans le cadre de ce projet, réparties en deux catégories : les petites colonnes témoins (C1, C2, C3) et les grandes colonnes pour les couvertures avec effets de barrière capillaire (C4, C5). La configuration de ces colonnes est détaillée dans la section suivante.

3.8.1.1 Amendement alcalin des résidus miniers

L'objectif de ce projet est d'évaluer l'utilisation de résidus à faible teneur en soufre (1%), soit seuls ou comme couche de rétention d'humidité dans une CEBC. L'hypothèse de départ est que les résidus à faible teneur en sulfures s'oxydent lentement lorsqu'ils retiennent plus de 85% d'eau, et par conséquent, ne génèrent pas l'acidité lorsqu'ils sont utilisés dans une CEBC. Cependant, l'efficacité à long terme des recouvrements avec des résidus miniers, en particulier la présence des

métaux dissous dépassant des seuils autorisés par la directive 019, peut être une source d'inquiétude pour la mine Canadian Malartic. Pour pallier ce risque, la mine a décidé de tester l'efficacité de la CEBC en utilisant des résidus amendés avec du calcaire afin de neutraliser l'acidité et d'atténuer les métaux dissous. La quantité d'amendement mélangé aux résidus est déterminée en respectant le ratio $PN/PA > 2$, comme exigé par la réglementation du Québec pour s'assurer qu'aucune génération d'acide ne sera produite. Pour ce faire, le ratio utilisé pour la construction des colonnes contenant les résidus amendés est de 8%. Afin de faciliter le mélange les résidus sont préalablement homogénéisés et séchés.

3.8.1.2 Montage des petites colonnes

Trois essais ont été réalisés dans des petites colonnes au laboratoire URSTM. Deux colonnes en plexiglas d'environ 120 cm de hauteur et 14 cm de diamètre interne ont été mises en place. La colonne C1 contient 1m de résidus et la colonne C2 contient 1m de résidus amendés. La base de la colonne est munie d'une plaque poreuse en céramique permettant d'appliquer une succion et simuler les conditions de la nappe phréatique. L'étanchéité à la base des deux colonnes est assurée par des joints d'étanchéité. La nappe phréatique est maintenue à une profondeur de 1,5 m sous la surface des résidus et des résidus amendés. Par ailleurs, les roches stériles ont été montés dans une colonne (C3) en PEHD (polyéthylène haute densité) de 38 cm d'hauteur et 30 cm de diamètre. Aucune succion n'est appliquée sur la colonne stérile, par conséquent la colonne ne contient pas la plaque poreuse en céramique. Les résidus et les stériles sont disposés directement dans les colonnes par couche de 10 cm, puis compactés à l'aide d'un marteau Proctor avec une énergie uniforme afin d'atteindre les porosités cibles, soit 0,40 pour les résidus et 0,35 pour les stériles. Les trois colonnes sont équipées par un système de collecte des eaux de lixiviat. La configuration des trois petites colonnes est schématisée selon la figure 3.12

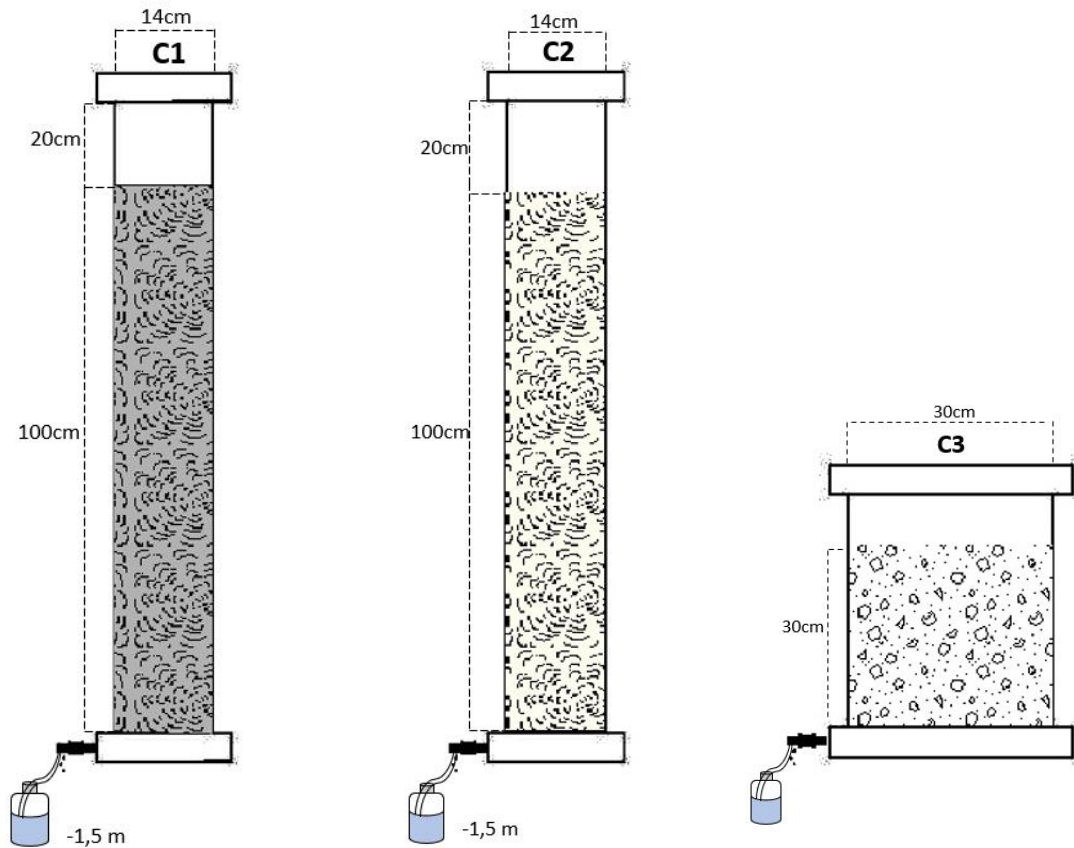


Figure 3.12: Configuration des colonnes témoins

3.8.1.3 Montage des grandes colonnes

La configuration des grandes colonnes est inspirée des deux scénarios de restauration réalisées par la mine Canadian Malartic dans les cellules construites sur son parc à résidus. La mine envisage d'utiliser ses propres résidus et stériles pour construire des CEBC. Deux grandes colonnes (C4, C5) en PEHD, d'une hauteur de 2 m et un diamètre interne de 0,3 m ont été installées au laboratoire URSTM. Les colonnes sont configurées de manière suivante (Figures 3.13, 3.14) :

C4 : une couche de stériles de 30 cm est placée comme bris capillaire du bas, suivie de 100 cm de résidus comme couche de rétention d'humidité, et enfin 50 cm de stériles est placée comme couche de bris capillaire du haut. Les 20 cm restants de la colonne est laissé vides afin de permettre l'ajout d'eau.

C5 : Pour la colonne C5, la configuration est identique à celle de la colonne C4, à l'exception de la couche de rétention d'humidité, qui a été remplacée par une 100 cm de résidus amendés.

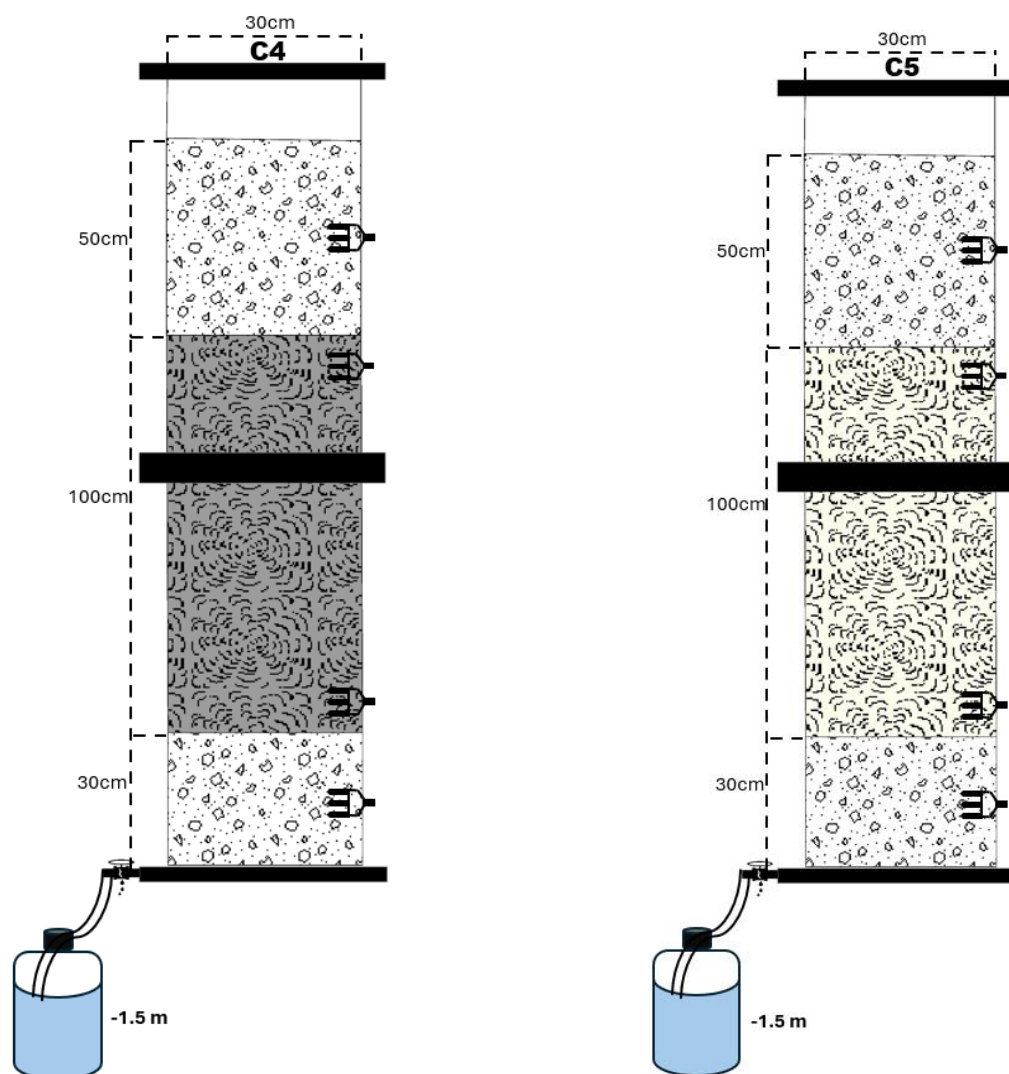


Figure 3.13: Configuration des grandes colonnes



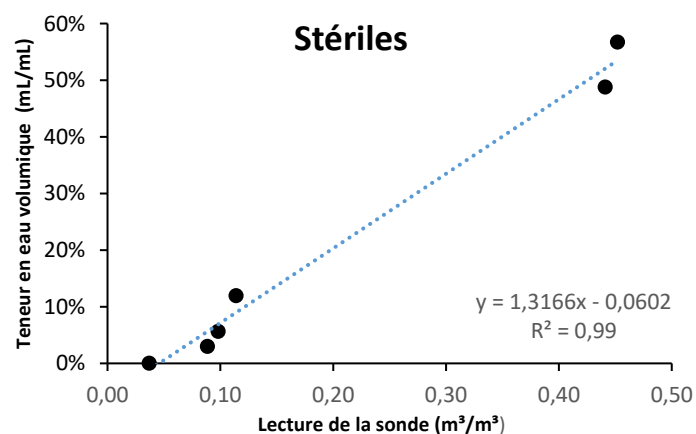
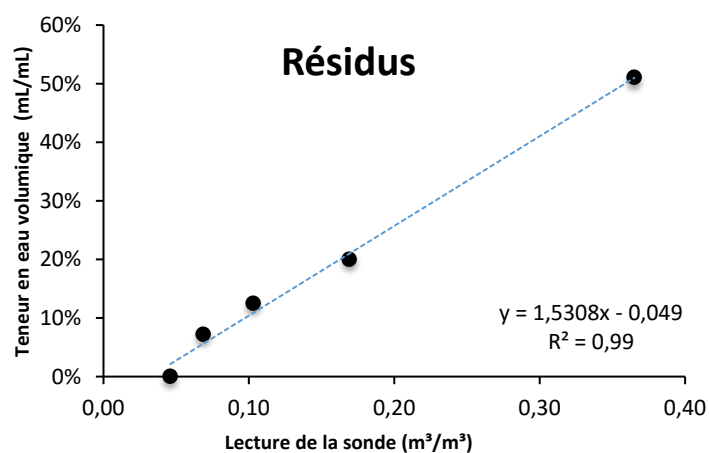
Figure 3.14: Montage des colonnes au laboratoire URSTM

3.8.2 Instrumentation des colonnes

Les grandes colonnes ont été instrumentées par des sondes de type TEROS 11 afin de surveiller la teneur en eau volumique (TEV) et la température dans les différentes couches de la CEBC. Ces sondes TEROS 11 utilisent la technologie de domaine de fréquence pour déterminer la TEV. Elles fonctionnent à une fréquence de 70 MHz, ce qui réduit les effets de la texture du sol et de sa salinité, assurant ainsi une lecture plus précise sur divers types de sols. L'objectif est de suivre la teneur en eau volumique dans les différentes couches pour vérifier le bon fonctionnement des barrières capillaires ainsi pour évaluer le comportement hydrogéologique des résidus, en s'assurant qu'ils maintiennent un degré de saturation élevé. Quatre sondes ont été installées à 15, 40, 120, 155 cm de la base. Une calibration des sondes TEROS 11 a été faite au laboratoire pour corriger les valeurs de la teneur en eau volumique mesurée avec les valeurs de la teneur en eau volumique réelle pour chaque type de matériau (Figure 3.15). Les caractéristiques techniques des sondes ainsi que les courbes de calibration sont présentées au tableau 3.9:

Tableau 3.9: Caractéristiques des sondes TEROS 11

Instrument	Technique	Gamme de mesure	Précision	Résolution
TEROS 11 (Teneur en eau volumique)	Domaine de fréquence	0-0,70 m ³ /m ³	± 0,03	0,001m ³ /m ³
TEROS 11 (Température)	Thermistance (électrodes en acier inoxydable)	-40°C -+60°C	±1 (-40 - 0°C) ±0,5 (0- 60°C)	0,1°C



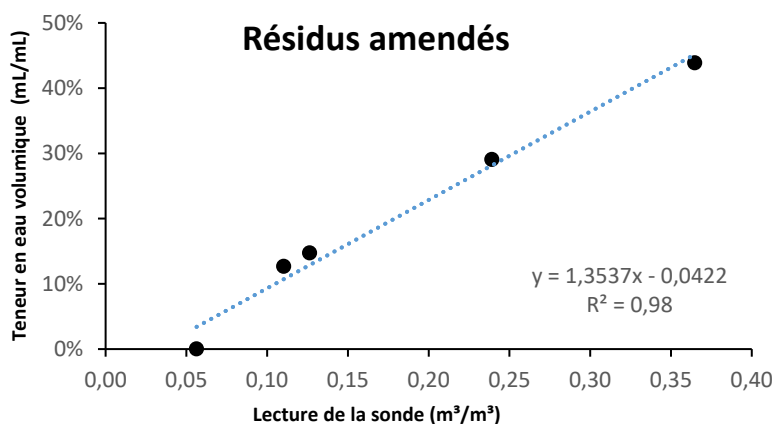


Figure 3.15: Courbes de calibration des sondes TERS 11 pour les matériaux étudiés

3.8.3 Cycle de mouillage-drainage

Tous les 28 jours, un volume de 3 L d'eau déionisée, équivalent à 20 cm de hauteur, est ajoutée au sommet des colonnes pour les petites colonnes constituées de résidus et de résidus amendés. Ce volume d'eau est déterminé en fonction des précipitations mensuelles sur le site du volume des vides dans la colonne. Pour les grandes colonnes, un volume d'eau de 14 L est rajouté par le haut des colonnes pour simuler les précipitations, correspondant également à 0,5 fois le volume des vides de la couche de rétention d'humidité. Pour la petite colonne de stériles, 5 L d'eau déionisée est ajoutée au sommet toutes les deux semaines. Ce volume est ajouté pour assurer un recouvrement complet des stériles (Larochelle et al., 2019). Le processus de mouillage commence par saturer la base de la colonne et fermer la valve de la sortie en bas, ensuite l'eau déionisée est ajoutée progressivement. La valve de la sortie reste bloquée pendant au moins 4 heures pour les stériles et 24h pour les résidus, permettant aux réactions chimiques de se produire et d'éviter un drainage rapide des colonnes. Lorsque la valve est ouverte, l'eau commence à se drainer dans des contenant de 3L pour les petites colonnes et dans des chaudières pour les grandes colonnes.

3.8.4 Suivi des colonnes

Après chaque cycle de mouillage-drainage, les contenants de récupération des lixiviats sont pesés, et un échantillon du lixiviat est prélevé dans des bouteilles en plastique de 50 ml. Ces échantillons

sont ensuite soumis à des analyses physico-chimiques et pour déterminer les concentrations des éléments chimiques présents dans les lixiviats. Les échantillons envoyés à analyse par ICP-AES sont mis dans des tubes en plastique acidifiés pour la conservation. Étant donné que les sulfates sont des indicateurs de l'oxydation des sulfures, les analyses chimiques par ICP ne permettent pas de mesurer les sulfates directement. Afin de confirmer que tout le soufre présent dans les lixiviats est sous forme de sulfates, une analyse par chromatographie ionique a été réalisée au cours du 4^{ème}, 7^{ème} et du dernier cycle. Les échantillons de lixiviat sont conservés à 4 °C dans des bouteilles hermétiquement fermées pour éviter l'évaporation et l'apport de l'oxygène. Les paramètres physicochimiques et chimiques mesurés sont cités dans le tableau suivant :

Tableau 3.10: Les paramètres mesurés sur les échantillons des lixiviats

Paramètre	Appareil de mesure	Précision
pH	Sonde (Thermo Scientific Orion Green)	±0,05
ORP (potentiel d'oxydo-réduction)	Sondes (Epoxy Cole Parme Oakton)	±0,5%
Conductivité	Sondes (Oakton SS rings PP)	±0,05%
Acidité/Alcalinité	Titreur automatique (Metrohm 848 Titrino)	0,05%
Éléments chimiques	ICP AES (absorption atomique)	Dépend de l'élément

3.8.5 Démantèlement des colonnes

Le démantèlement des colonnes est effectué après le dernier cycle de mouillage-drainage. Chaque colonne est démontée par tranche de 10 à 20 cm d'épaisseur, puis chaque tranche est pesée et séchée pour déterminer la teneur en eau massique et la teneur en eau volumique. Des échantillons sont prélevés pour mesurer la densité relative, réaliser l'analyse soufre/carbone et caractériser la composition minéralogique. L'objectif de ces analyses est de comparer les résultats avant le montage avec ceux après le démantèlement afin de suivre l'évolution des propriétés des matériaux après 9 cycles de mouillage – drainage. Le démontage des colonnes pourrait également permettre

de confirmer la présence des minéraux secondaire précipités dans les colonnes. Les résultats de la caractérisation post-démantèlement des matériaux sont présentés dans le chapitre 4.

Il est important de souligner que tous les travaux de laboratoire ont été réalisés suite à une analyse de risque de santé et sécurité. L'objectif étant de s'assurer que tous les risques liés à la tâche réalisée (lié aux équipements utilisés et à l'espace de travail) ont été analysés avant d'entreprendre les travaux. Les différentes fiches d'analyse de risque sont présentées à l'Annexe F.

3.9 Modélisation numérique du comportement géochimique des colonnes avec MIN3PRO

3.9.1 Description du code MIN3P

Le code MIN3P est un modèle de transport réactif multicomposant, qui a été développé pour simuler les réactions géochimiques associées aux phénomènes du transport advectif-diffusif et dispersif dans le milieu poreux à saturation variable en 1D, 2D et 3D (Mayer et al., 2002). Ce modèle est largement appliqué aux problèmes hydrogéochimiques. Il prend en compte les réactions homogènes qui se produisent dans la phase aqueuse (Complexation, oxydo-réduction) et les réactions hétérogènes telles que la sorption, la dissolution-précipitation, ainsi que le transport de gaz. En outre, le modèle prend en compte les réactions à l'équilibre et les réactions cinétiquement contrôlées. Il a démontré ses capacités en simulant divers scénarios de générations et d'atténuation de drainage minier acide (Mayer et al., 1999; Benner et al., 2000; Molson et al., 2004; Ouangrawa, 2007; Pabst, 2011).

3.9.2 Approche méthodologique de la modélisation

3.9.2.1 Description du modèle conceptuel

Afin d'aborder la modélisation du transport réactif, il est nécessaire de définir et élaborer un modèle conceptuel avant de procéder à la phase de modélisation. Ce modèle conceptuel repose sur la compréhension des divers processus en jeu, des données accessibles et de l'anticipation des résultats escomptés de ce modèle. Cette étape est considérée comme étant le fondement pour réussir l'exercice de modélisation. Étant donné la complexité des processus qui régissent l'évolution

géochimique, certains modèles conceptuels ne peuvent pas tout inclure. C'est pourquoi, le modèle conceptuel doit se concentrer sur les processus les plus importants.

3.9.2.2 Les paramètres requis

Pour développer un modèle conceptuel, il est nécessaire de définir les conditions initiales et les conditions frontières, ainsi que les paramètres physiques, chimiques et hydrogéologiques qui contrôlent le processus d'écoulement et de transport réactif. Ces paramètres sont décrits dans le tableau 3.11 :

Tableau 3.11: Les paramètres d'entrée de la modélisation transport réactif avec MIN3PRO

Les paramètres du modèle	Description
Les paramètres de l'écoulement	Régime de l'écoulement, le niveau de saturation initiale.
Les paramètres physiques	La porosité, la conductivité hydraulique saturée, paramètres de Van Genuchten, coefficient de diffusion aqueux et gazeux et la dispersivité.
Les paramètres du transport réactif	Constantes d'équilibre, les vitesses de réactions, les surfaces minérales réactives, + leurs fractions volumiques.
Les phases minérales	Les minéraux primaires et secondaires
Les conditions initiales et frontières de l'écoulement	Pression initiale d'eau aux frontières (ex. niveau de la nappe, les précipitations etc).
Les conditions initiales et frontières du transport réactif	Composition chimique initiale de l'eau de recharge, et de l'eau interstitielle, minéraux primaires.
Les paramètres de discrétisation	Pas de temps, temps de début et de fin, temps maximum et minimum.

3.9.2.3 Calibration du modèle

La calibration du modèle consiste à reproduire les résultats obtenus au laboratoire ou sur le terrain. Cela implique l'utilisation des paramètres physique et hydrogéologique pour reproduire la variation du degré de saturation et les profils de pressions. De plus, les analyses chimiques faites sur les lixiviats récupérés à partir des essais au laboratoire comme le pH, les concentrations en minéraux, la minéralogie sont également utilisées pour calibrer les propriétés géochimiques, afin de reproduire le comportement géochimique.

3.9.2.4 L'extrapolation

Si le modèle reflète fidèlement les tendances générales des résultats en laboratoire, il pourrait être utilisé pour extrapoler les résultats à des échelles spatio-temporelles plus vastes.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: GEOCHEMICAL BEHAVIOR OF AMENDED AND NON-AMENDED MINE TAILINGS AS COVER MATERIALS FOR AMD CONTROL: COLUMN TESTS AND REACTIVE TRANSPORT MODELING¹

Laila El-Affani ^a, Bruno Bussiere ^a, Asif Qureshi ^a, and Benoît Plante ^a

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

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

Cette section présente un article soumis à la revue scientifique Journal of Contaminant Hydrology le 27 novembre 2024.

4.1 Abstract

Mining companies generate large volumes of waste rock and tailings every year. To reduce these volumes, mining companies can valorize them as construction materials for cover systems such as cover with capillary barrier effects (CCBE). However, questions remain related to the geochemistry of the leachate that percolates through CCBEs made from mining materials. Limestone amendment can be use for increasing the neutralizing potential (NP) of mining materials in the case where the materials generate contaminants. This study aims at assessing the performance of low-sulfide tailings, amended or not, and non-acid generating waste rock as components of CCBEs. More specifically, five column tests were conducted in the laboratory to assess the long-term geochemical evolution of waste-rock, low-reactive tailings (2% pyrite), tailings amended with 8 wt% of limestone, CCBE with the moisture-retaining layer (MRL) made of low-reactive tailings (CCBE-T), and CCBE with the MRL made of amended tailings (CCBE-TA). The geochemical evolution of leachates from the different column tests was simulated with MIN3P, a multicomponent reactive transport model. The numerical model was calibrated using results from the column tests. Long-term simulations using the short-term calibrated models revealed that low-reactive tailings could produce AMD when exposed to laboratory conditions, while limestone amendments effectively neutralized the generated acidity and stabilized the pH. Furthermore,

¹ Version modifiée, suite aux commentaires du jury, de l'article soumis à la revue Journal of Contaminant Hydrology

Keywords: acid mine drainage, low-reactive tailings, cover with capillary barrier effects, limestone amendment, reactive transport modeling

4.2 Introduction

The oxidation of pyrite and/or other sulfide minerals in mine waste is the main cause of environmental contamination around mine sites. This biogeochemical phenomenon can generate mine drainage that is highly acidic with high concentration of dissolved metals and sulfates ions called acid mine drainage (AMD) (Nordstrom et Alpers, 1999; Blowes et al., 2013). Sulfide oxidation occurs when minerals interact with air and water, but the rate at which the minerals oxidize is influenced by different factors including (but not limited to) environmental conditions (drainage pH, presence of air and water, etc.), mineralogy of the waste, the type of sulfide minerals and the proportion of neutralizing minerals (Blowes et al., 2003).

To prevent AMD production and control the generation of contaminants, it's crucial to control the availability of oxygen and water (Aubertin et al., 2002; Bussière et al., 2004). In a humid climate, like the one found in many regions in Canada, oxygen barriers such as covers with capillary barrier effects (CCBE) are often regarded as the best options for controlling AMD generation (Bussière et al., 2001; Bussière et al., 2004; Demers et Pabst, 2021). The cover with capillary barrier effects use an unsaturated flow phenomenon called the capillary barrier effect (Nicholson et al., 1989; Bussière et al., 2006; Bussière et al., 2007) to maintain one of its layers, the moisture-retaining layer (MRL), at a high degree of saturation ($S_r > 85\%$). The high S_r value reduces the diffusion of oxygen, and limits the production of AMD (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2003). To create the desired capillary barrier effects that help to maintain the high S_r values in the MRL, the contrast in the hydrogeotechnical properties of the cover materials must be sufficient. Natural soils such as sand, gravel, silt and low plasticity clay were initially proposed as the main sources of materials to build the CCBE layers (Nicholson et al., 1989; Bussière et al., 2007). However, natural materials are not always accessible in sufficient quantities near mine sites. Furthermore, the excavation of natural soils increases the footprint of mine operations on the territory. Hence, it has been suggested to use mining materials such as waste rock and tailings to build the CCBE layers, which could minimize reclamation costs and reduce environmental impacts (Nicholson et al., 1989; Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2003; Bussière et al., 2004; Kalonji Kabambi et al., 2017; Larochelle et al., 2019). Using reclaimed mining materials, particularly waste rock as a

capillary break layer (CBL) and tailings as a MRL, would reduce their accumulation at the surface and would valorize them as a construction material.

Prior to using mine waste as cover materials to reclaim mine sites, it is important to assess their contamination potential, such as their acid-generating potential. The neutralization potential ratio ($\text{NPR} = \text{acid-neutralization potential NP} / \text{acid-generating potential AP}$) calculated from static tests (Plante et al., 2021) is used as the criterion. Typically, a mining material with a NPR greater than 2 (MEND, 2009) will be considered non-acid generating and acceptable for being used as CCBE material. However, at some mining sites, the NPR may be lower than 2, but greater than 1, making it more challenging for mining companies to valorize them as construction material, due to their uncertain AMD potential (MEND, 2009). Another parameter that controls AMD-generation from mining materials is the degree of saturation, as the AMD-generation potential of tailings with degree of saturation maintained above 85% can be very low (Ouanguwa et al., 2010). Such a behavior is the basis of the concept of an AMD control method called elevated water table with monolayer cover (EWT) (Pabst (2021)). Theoretically, if tailings are used as the MRL and their S_r value can be maintained at values higher than 85%, tailings with $1 < \text{NPR} < 2$ could be used in a CCBE.

The present work investigates the option of using low-reactive tailings ($\approx 1\%$ of sulfur with an uncertain AMD potential) as the MRL (at $S_r > 85\%$) in a CCBE and assesses their risk to generate contaminants in the long term when exposed to natural conditions or when inserted in a CCBE. The study also investigates the option of adding limestone to the mine tailings to increase their NPR and improve their geochemical behavior, both within and without a CCBE. The article first presents the main physical, hydrogeological, chemical and mineralogical properties of the tested materials. Secondly, control column tests with each individual material used in the tested CCBEs were performed to assess their hydrogeochemical behavior. Column tests were used to test the hydrogeochemical behavior of CCBEs made entirely with mining materials, one with amended and one with non-amended tailings as the MRL and non-acid generating waste rock as the CBL. The columns were instrumented and monitored for 10 cycles (252 days). Numerical reactive transport modeling with MIN3P (Mayer et al., 2002) was used to reproduce the hydrogeochemical behavior of the materials alone and when used as CCBE layers. The calibrated numerical models were then used to make long-term projections of 500 years. This research project was inspired by an existing case study of the Canadian Malartic Mine (CM; owned by Agnico Eagle). One of the promising

reclamation options to control AMD-generation from the CM tailings storage facility would be to reuse its own materials (tailings and waste rock) to build a CCBE.

4.3 Materials, methods and column description

4.3.1 Materials' sampling

Two types of materials from the Canadian Malartic mine were sampled: non-acid generating waste rock, which was crushed and screened to a particle size of 50 mm for use in the CCBE as a protective layer (PL) and capillary break layer (CBL), and low-reactive tailings, which are used as a moisture-retaining layer (MRL). A crushed limestone from the Miller group (Haileybury, ON) was added at an 8 wt% ratio to the low-reactive tailings to create a new material called amended tailings. This enabled an evaluation of the geochemical behavior of tailings both with and without limestone amendment. The cover materials were homogenized in the laboratory for their characterization.

4.3.2 Physical and hydrogeological properties

The waste rock, low-reactive tailings, and amended tailings were characterized for their particle size distribution (PSD), specific gravity (G_s), water retention curve (WRC), and saturated hydraulic conductivity (k_{sat}). The Malvern Mastersizer laser particle size analyzer was used to analyze the PSD of low-reactive tailings and amended tailings (Merkus, 2009). The waste rock's PSD was analyzed by sieving particles larger than 425 μm according to ASTM standard D422 and using the Malvern Mastersizer laser particle size analyzer for particles smaller than 0.05 μm . The G_s value of each material was determined using a helium pycnometer (Micromeritics AccuPyc 1330) according to ASTM standards D854-10 (ASTM, 2012). Tempe cells were used to evaluate the WRC of the low-reactive tailings and amended tailings according to ASTM D3152-72. For the waste rock material, the WRC was determined by draining a saturated column under atmospheric pressure and dismantling it (Chapuis et al., 2006; Peregoedova, 2012). Hydrostatic equilibrium was assumed, and the volumetric water content was calculated using mass-volume relationships, yielding data points that represent volumetric water content as a function of suction. The experimental results obtained with Tempe cells and draining columns were fitted with the van Genuchten (1980) model using the RETC code. The saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) is measured for tailings and amended tailings by using a flexible wall permeameter (ASTM, 2016a).

For waste rock, the k_{sat} value was determined using a modified column and the constant head method, as proposed by Peregoedova (2012) and Kalonji Kabambi et al. (2017).

The measured physical and hydrogeological properties are summarized in Table 4.1. These results are typical of others found in the literature for tailings (Bussière et al., 2007) and waste rock (Peregoedova, 2012; Kalonji Kabambi et al., 2017; Larochelle et al., 2019).

Table 4.1: Physical and hydrogeological properties of studied materials.

	Tailings	Waste-rock	Amended tailings
D₆₀ (mm)	0.044	18.71	0.043
D₁₀ (mm)	0.0035	0.42	0.0034
C_u	12.6	44.4	12.4
G_s	2.74	2.76	2.73
AEV(m)	1.5	0.004	1.7
α_v (m⁻¹)	0.3	96	0.2
n_v (m⁻¹)	2.25	2,95	2.10
θ_s	0.41	0,35	0.39
θ_r	0.04	0.001	0.07
k_{sat} (cm/s)	2E-05	8.4e-02	9e-06

D₆₀, D₁₀: diameter corresponding to 60% and 10%, respectively, finer in the particle size distribution; α_v , n_v: van Genuchten parameters (1980); AEV: Air entry value; θ_s : saturated volumetric water content; θ_r : residual volumetric water content

4.3.3 Chemical and mineralogical properties

The bulk chemical composition of all materials was determined using Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry (ICP-AES; precision of $\pm 5\%$). Total sulfur and inorganic carbon content were analyzed by using an induction furnace (LECO) (ELTRA CS-2000; detection limit $\approx 0.05\%$ for C_{total} and $\approx 0.009\%$ for S_{total}). The determined sulfur and carbon concentrations are used to calculate the acid potential (AP= $31.25 \times \%S_{\text{total}}$) and neutralization potential (NP= $83.3 \times \%C_{\text{total}}$) (Plante et al., 2021). The classification used to characterize the tailings AMD potential was based on that suggested in Plante et al. (2021): the material is considered non potentially acid-generating if NPR > 2; it is considered potentially acid generating if NPR < 1; and its acid-generating nature is considered uncertain if the results fall between these numbers (MEND, 2009). For low-reactive tailings, AP and NP are 33.0 and 40.4 kg CaCO₃/t, respectively, which classify them as uncertain with an NPR of 1.2. The waste rock is classified as non-acid-generating with an NP of 28.0 and an

AP of 5.1 kg CaCO₃/t. For the amended tailings, the addition of a limestone amendment moved them into the non potentially acid-generating zone with an increase of the NPR to 3.4 (Table 4.2).

Table 4.2: Neutralization potential, acid potential and net neutralization.

Material type	NP	AP	NPR
Low-reactive tailings	40.4	33.0	1.2
Waste rock	28.0	5.1	5.4
Amended tailings	118.2	35.2	3.4

Chemical characterization of the solid samples obtained using ICP-AES analysis reveals that aluminum, iron, potassium, calcium and sulfur are the main elements in all three materials. The low-reactive tailings contain 1% sulfur, the waste rock 0.15%, and the amended tailings 0.95%. The percentages in Ca are 2.2% for low-reactive tailings, 2% for waste rock, and the amended tailings are 4.8% due to the amendment addition. Other elements related to neutralizing minerals are also present, such as Mg, with a percentage of 1.7% for low-reactive tailings and amended tailings, 0.56% for waste rock, and Mn with percentages of 0.46% for low-reactive tailings, 0.34% for waste rock and 0.43% for amended tailings. The other main elements are Al, present in mass proportions of 6.8% in low-reactive tailings, 5.5% in waste rock, and 6.9% in amended tailings, along with trace percentages of Ti, Ba, Cr, Cu and Zn were also detected.

The mineralogical composition of materials was determined by semi-quantitative mineralogical analysis using scanning electron microscopy – energy-dispersive X-ray spectrometry (SEM-EDS). The results show that the mineralogy of the low-reactive tailings, waste rock and amended tailings consist predominantly of albite, quartz, plagioclases, and potassium feldspars, with variable contents of reactive and carbonate minerals (Table 4.3). The mineralogical reconciliation approach, which combined chemical and mineralogical analysis, proposed by Bouzahzah (2013) reveals high albite percentages, with 35.0% in low-reactive tailings, 42.0% in waste rock and 31.1% in amended tailings. Quartz is also present in a significant amount with proportions of 24.0% in low-reactive tailings, 25.7% in waste rock, and 24.2% in amended tailings. Pyrite was identified as the only reactive mineral in all three samples, with a percentage of 2.0% in low-reactive tailings, 0.6% in waste rock and 2.1% in amended tailings. As for carbonates, calcite is present in proportions of 3.2% in low-reactive tailings, 2.7% in waste rock and 9.7% in amended tailings, while dolomite is

present in percentages of 0.4% in low-reactive tailings, 0.2% in waste rock and 1.3% in amended tailings.

Table 4.3: Mineralogical composition for each material used in the column experiments.

Mineral	Density (g/cm ³)	Low-reactive tailings (%)	Waste rock (%)	Amended tailings (%)
Albite	2.62	35.0	42.0	31.1
Quartz	2.65	24.0	25.7	24.2
Calcite	2.71	3.2	2.7	9.7
K-feldspar	2.57	12.1	7.3	4.8
Biotite	2.86	8.8	4.5	7.5
Plagioclase	2.73	5.6	2.5	5.5
Chlorite	2.65	3.2	3.2	1.6
Muscovite	2.82	2.2	6.0	9.6
Pyrite	5.02	2.0	0.4	2.1
Dolomite	2.85	0.4	0.2	1.3
Other minerals	-	3.3	5.5	2.6

4.4 Column experiments

The first two control columns (C1, C2) were made of Plexiglas with a height of 120 cm and a diameter of 14 cm. Each column contained 100 cm of materials, C1 contained low-reactive tailings while C2 contained amended tailings. Waste rock was filled in a control column (C3) made of HDPE with a height of 38 cm and a diameter of 30 cm. Additionally, two columns (C4, C5) made of high-density polyethylene (HDPE) with a height of 200 cm and a diameter of 30 cm were constructed to study the hydrogeochemical behavior of CCBEs made of the tested materials. Column (C4) was filled (from bottom to top) with non-acid-generating waste rock (WR) (30 cm height) as a bottom capillary break layer (CBL), low-reactive tailings as a moisture-retaining layer (MRL) (100 cm height), and non-acid-generating waste rock (WR) as a drainage/top capillary break layer (50 cm height). The same configuration is used for the column (C5) but with a MRL made of 100 cm of amended tailings. A leachate collection system is present at the bottom of each column, allowing the recovery of aliquots after each flushing event for chemical analysis.

The cover materials were placed in the columns in layers of 10-20 cm thickness and compacted with a Proctor hammer. The target porosity was 0.40 and 0.35 for low-reactive tailings and waste rock, respectively; these values are typical of others found in the literature when these materials are used in a CCBE (Bussière et al., 2004; Bussière et al., 2007; Kalonji Kabambi et al., 2017; Larochelle et al., 2019). The top of the columns remained open to the atmosphere allowing

evaporation. The bottom of the small and large columns contains a porous ceramic plate and a drainpipe. This setup maintained a suction equivalent to a water table at a depth of approximately 1.5 m below the base of the columns. (Bussière et al., 2004). The suction facilitated the desaturation of the small columns and guaranteed that the bottom waste rock layer in the large column desaturated and produced the intended capillary barrier effects (Bussière et al., 2004; Pabst et al., 2014). A gas relief valve was necessary for the large columns to prevent gas lock during the initial drainage from a saturated condition at the beginning of each cycle. The gas relief valve was opened only during drainage and closed during the remainder of the experiment. The tops of the small and large columns received 3L and 14L of deionized water, respectively, every 28 days. These volumes of water correspond approximately to the void volume of the tailings layer in the small and large column (Aubertin et al., 1995; Dagenais, 2005). During a 252-day period, a total of 10 cycles were applied to the small and large columns.

The large columns were instrumented with Teros 11 probes to monitor the volumetric water content (θ) and temperature in the MRL and waste rock. Four Teros probes that use the frequency domain technology (Rüdiger et al., 2010) were installed at 15, 40, 120 and 155 cm from the base of the column and they were calibrated for each material to improve measurement accuracy to $\pm 0.03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ for a θ range of 0 to 70 %. The sensors were connected to a data logger to monitor the hydrogeological behavior. Knowing the porosity (n) of the material, the degree of saturation ($S_r = \theta/n$) was calculated.

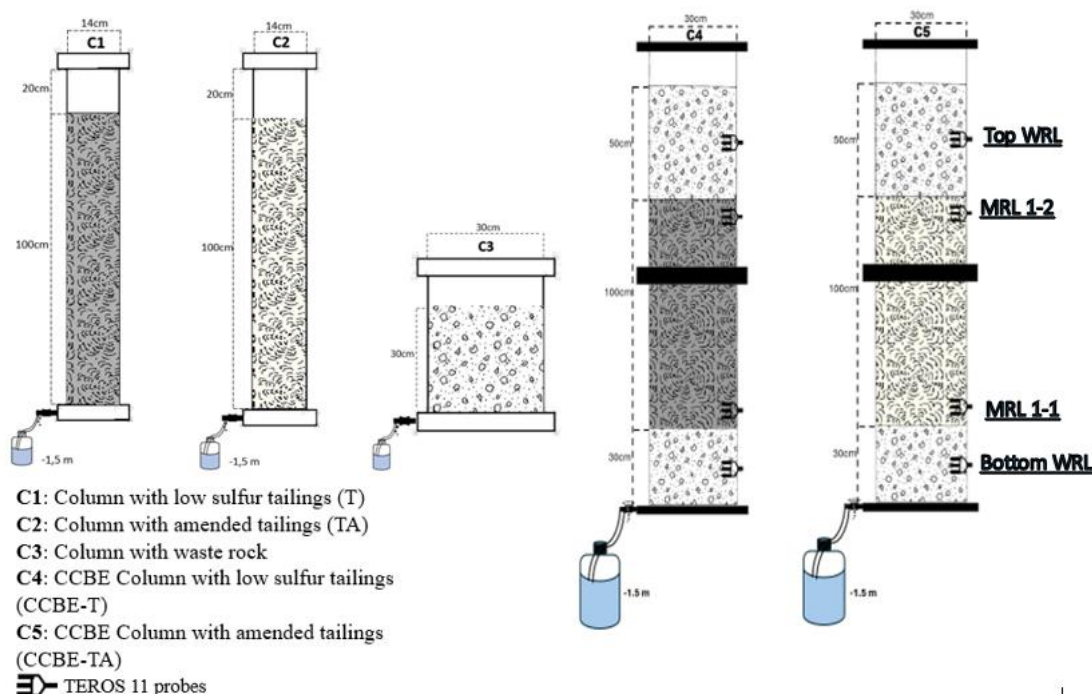


Figure 4.1: Experimental configuration displaying control columns (C1, C2, C3) and instrumented CCBE columns (C4, C5).

At the end of each flushing event, an aliquot was collected, that was then subjected to physico-chemical analysis to determine pH, Eh, and dissolved metals. The pH was measured by a Oakton pHTestr®30 tester (accuracy of ± 0.01), calibrated with standard buffer solutions at pH 4, 7, and 10. A Cole Parmer Oakton Epoxy probe (symphony meter $\pm 0.05\%$) was used to determine the redox potential (Eh), metal concentrations were measured by ICP-AES.

4.5 Reactive transport modeling

4.5.1 Numerical model MIN3P

The MIN3P model, was developed to simulate advective-dispersive transport in the aqueous phase and diffusive gas transport in porous media with variable saturation in dimensions ranging from 1D to 3D (Mayer et al., 2002). This model has been extensively used in addressing hydrogeochemical challenges, incorporating both homogeneous reactions within the aqueous

phase (such as complexation and oxidation-reduction) and heterogeneous reactions like sorption, dissolution-precipitation, and gas transport. Moreover, it accounts for both equilibrium and kinetically controlled reactions. Its effectiveness has been demonstrated through simulations of diverse scenarios involving acid mine drainage generation and mitigation (Mayer et al., 1999; Benner et al., 2000; Molson et al., 2005; Ouangrawa, 2007; Pabst, 2011; Yi et al., 2021; Lim et al., 2024). The model includes geochemical databases from MINTEQA2 (Allison et al., 1991) and WATEQf4 (Ball et Nordstrom, 1991). In this study, reactive transport model (RTM) was conducted using MIN3Pro (Version 1.0.383.0), which serves as the graphical user interface for the MIN3P (v2.1.3) model.

4.5.2 Fundamental model formulation

The basic formulations governing reactive transport model includes Richards' equation, which describes the flow of water through a porous medium with variable saturation, and the equation for reactive transport of N_c dissolved components in a variably saturated porous medium.

4.5.3 Flow formulation

Richards' equation, which describes the variably saturated flow assuming an incompressible fluid, passive air phase, and no hysteresis can be represented as Mayer et al. (2012) (eq 4.1):

$$S_r S_s \frac{\partial h}{\partial t} + n \frac{\partial S_r}{\partial t} - \nabla \cdot [k_{ra} \bar{K} \nabla h] - Q_a = 0 \quad (4.1)$$

where S_r [$m^3 m^{-3}$] defines the saturation of the aqueous phase, S_s [m^{-1}] is the specific storage coefficient, h [m] is the hydraulic head, t [s] is time, n [$m^{-3} m^{-3}$] is the porosity, k_{ra} [-] is the relative permeability of the porous medium with respect to the water phase, $\bar{K}$ [$m s^{-1}$] is the saturated hydraulic conductivity tensor, and Q_a is a source-sink term [s^{-1}]. The general nonlinear functions of the water retention curve are represented by the van Genuchten (1980) equation.

4.5.4 Reactive transport formulation

The mass conservation equation of N_c dissolved components can be written as (eq 4.2):

$$\frac{\partial}{\partial t} [S_r n. T_j^w] + \frac{\partial}{\partial t} [S_g n. T_j^g] + \nabla [q_w T_j^w] - \nabla [S_r n. D_w T_j^w] - \nabla [S_g n. D_g T_j^g] - Q_j^{w,w} - Q_i^{w,s} - Q_i^{w,ext} = 0 \quad (4.2)$$

j=1, N_c

where S_g [$m^3 m^{-3}$] is the gas phase saturation, T_j^w, T_j^g [$kg m_{H_2O}^{-3}$] are the total aqueous and gas phase concentrations of component j, respectively, q_w [$m s^{-1}$] is the Darcy fluid flux, D_w, D_g [$m^2 s^{-1}$] are the dispersion tensors (including mechanical dispersion and molecular diffusion) for the aqueous

and gas phase components. $Q_j^{w,w}$, $Q_i^{w,s}$ [mol dm⁻³] are the source-sink terms associated with intra-aqueous and dissolution-precipitation reactions. The term $Q_i^{w,ext}$ [mol dm⁻³] represents external sources and sinks for the aqueous and gas phases.

4.5.5 Conceptual model

Conceptual models were developed to simulate the geochemical evolution of low-reactive tailings and amended tailings alone, and of a CCBE with low-reactive tailings and amended tailings as a MRL and waste rock as capillary break layers, exposed to atmospheric oxygen and under wetting-drying conditions. Pyrite oxidation is hypothesized to be the primary driver of SO₄²⁻ concentrations in the leachates, while carbonate is the main source of Ca, Mg, and Mn. As a result, the conceptual model is focused on the pyrite oxidation process by O_{2(aq)} and dissolution-precipitation of carbonates and silicates. The development of the numerical models and their subsequent calibration was based on the effluent geochemistry obtained from the column experiments and on the volumetric water content measured in the CCBE layers for C4 and C5. Water flow through the columns was simulated as infiltration at a rate of 3L for the control columns and 14L per 28 days for the large ones, which resulted in partially saturated conditions throughout the modelled period. Evaporation was not simulated during the 28-day dry cycle and as shown later, this hypothesis was considered realistic based on dismantlement results.

4.5.6 Model domain and boundary conditions

The following sections describe the initial model domain and boundary conditions applied for all four configurations of the tested columns in the numerical models (Fig.4.1).

4.5.6.1 Control columns

Control columns C1, C2 and C3 containing a 100 cm thick layer of low-reactive tailings, a 1 m thick layer of amended tailings and 30 cm thick layer of waste rock, respectively, were conceptualized as a one-dimensional (1-D) model discretized uniformly with 51 control volumes. The top boundary condition represented the surface of the low-reactive tailings, amended tailings and waste rock respectively, periodically exposed to flushing events. The chemical composition of the initial pore water came up from the first flush and the recharge water presented in Table 4.4

was assumed to be in equilibrium with the atmosphere. The system is assumed to be initially saturated (at $t=0$). The bottom boundary condition represents the water table at -1.5 m.

4.5.6.2 CCBE column

The 180 cm thick CCBE columns (C4) and (C5) contain each a 30 cm thick layer of waste rock that was uniformly discretized using 16 control volumes, 1 m of low-reactive tailings for C4 and 1 m of amended tailings for C5 were uniformly discretized with 51 control volumes and 50 cm of waste rock was uniformly discretized with 26 control volumes. The two columns were conceptualized as a 1-D numerical model. The top boundary conditions represented the top surface of the waste rock layer, exposed to periodic flushing events, with the recharge water of the chemical composition presented in Table 4.4 and in equilibrium with atmosphere. The bottom boundary condition represented the water table at -1.5 m. The CCBE columns are assumed to be initially saturated with water having the composition presented in Table 4.4.

Table 4.4: Recharge water and initial pore water composition applied in the model for the three simulations.

Component	Recharge water	Initial pore water			
	Concentrations (mg. L ⁻¹)	Low-reactive tailings (mg. L ⁻¹)	Amended tailings (mg. L ⁻¹)	CCBE (mg. L ⁻¹)	Amended CCBE (mg. L ⁻¹)
O_{2(aq)}	0.21 ^a	0.21 ^a	0.21 ^a	0.21 ^a	0.21 ^a
Fe_{total}	0.04	0.007	0.006	0.003	0.016
Ca²⁺	0.32	632.0	643.0	680.0	692.3
Mg²⁺	0.016	23.7	23.7	57.0	37.2
H⁺	6.9 ^b	7.7 ^b	7.3 ^b	7.6 ^b	8.0
CO₃²⁻(aq)	0.00045 ^c	0.00045 ^c	0.00045 ^c	0.00045 ^c	0.00045 ^c
SO₄²⁻	<1	1639.0	1648.0	1791.7	1746.8
Na⁺	0.14	21.7	21.3	47.0	31.1
H₄SiO₄²⁻	5.83 ^d	18.542 ^d	18.617 ^d	24.401 ^d	24.28 ^d
Al³⁺	0.026	0.013	0.011	0.011	0.011
K⁺	0.115	99.4	101.7	87.2	89.3
Mn²⁺	0.001	2.8	2.8	0.2	0.2

a: as PO₂. b: as pH. c: as PCO₂. d: calculated from Si concentration in leachate.

4.5.7 Reactive transport system

The reactive transport system considers the transport of all the primary and secondary aqueous species, whereas the gaseous transport includes O_2 and CO_2 as they were the key gaseous species that are relevant in our experimental system. According to the mineralogical composition presented in Table 4.3, the columns were simulated by considering the oxidation of sulfide minerals by O_2 , as well as carbonate and silicate mineral dissolution. The precipitation of secondary minerals (gypsum and ferrihydrite) was also considered in all simulations. The initial mineral volume fractions were calculated based on the observed mineralogical composition (Table 4.3). The chemical reactions for each mineral, based on the initial mineral composition (Table 4.3), redox couples, and gases are presented in Table 4.5, along with the equilibrium constants for their reactions from the MIN3P databases. Some reactions are considered irreversible and kinetically controlled in the numerical model, therefore, no equilibrium constant is given for such reactions.

Table 4.5: Stoichiometry of the reactions and mineral equilibrium constants k_k^m used in the modeling of the experimental column test (from MIN3P databases). a: Irreversible reaction b: thermodynamically - controlled irreversible reaction.

Primary minerals		LogK_k^m
Pyrite	$\text{FeS}_2 + 7/2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	a
Calcite	$\text{CaCO}_3 \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	-8.5
Albite	$(\text{NaAl})\text{Si}_3\text{O}_8 + 4\text{H}^+ + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Na}^+ + \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4$	a
Biotite	$\text{KMg}_2\text{FeAlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2 + 10\text{H}^+ \rightarrow \text{K}^+ + 2\text{Mg}^{2+} + \text{Fe}^{2+} + \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4$	a
Feldspar-k	$(\text{KAl})\text{Si}_3\text{O}_8 + 4\text{H}^+ + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{K}^+ + \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4$	-0.08
Dolomite	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2 \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + 2\text{CO}_3^{2-}$	a
Quartz	$\text{SiO}_2(\text{am}) + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 3\text{H}_4\text{SiO}_4$	-2.71
Chlorite	$(\text{Mg}_2\text{Fe}_3\text{Al}_2)\text{Si}_3\text{O}_{10} + (\text{OH})^{8+} + 16\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Mg}^{2+} + 3\text{Fe}^{2+} + 2\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$	13 ^b
Muscovite	$\text{KAl}_2(\text{Si,Al})_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2 + 10\text{H}^+ \leftrightarrow \text{K}^+ + 5\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4(\text{aq})$	a
Secondary minerals		
Gypsum	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$	-4.6
Ferrihydrite	$\text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ \rightarrow \text{Fe}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	4.9
Redox couple		
$\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$	$\text{Fe}^{2+} + 1/4\text{O}_{2(\text{aq})} + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 1/2\text{H}_2\text{O}$	8.5
$\text{HS}^-/\text{SO}_4^{2-}$	$\text{HS}^- + \text{O}_{2(\text{aq})} \leftrightarrow \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	138.5
Gas		
$\text{O}_{2(\text{g})}/\text{O}_{2(\text{aq})}$	$\text{O}_{2(\text{g})} \leftrightarrow \text{O}_{2(\text{aq})}$	-2.9
$\text{CO}_{2(\text{g})}/\text{CO}_{2(\text{aq})}$	$\text{CO}_{2(\text{g})} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-} + 2\text{H}^+$	-18.1

For this study, the pyrite oxidation reaction is simulated in the numerical model with the shrinking core model. The model assumes that pyrite oxidation is a transport (diffusion)-controlled reaction in which the overall rate is dependent on the diffusion rate of oxygen through a mineral coating. The mineral dissolution in the shrinking core model is limited by the diffusive flux of a reactant through an outer enveloping layer to an unreacted core (Mayer et al., 2002). The shrinking core model was used to simulate the pyrite oxidation by $O_{2(aq)}$ (eq 4.2). The following rate expression represents the oxidation of pyrite FeS_2 by $O_{2(aq)}$ (Mayer et al., 2002):

$$R_i^m = -10^3 S_i \left(\frac{r_i^p}{(r_i^p - r_i^r) r_i^r} \right) \cdot \left(\frac{D_i^m}{v_i^m} \right) \cdot [(O_{2(aq)})] \quad (4.2)$$

where 10^3 is a conversion factor ($L \cdot m^{-3}$), S_i is the scaling factor including the tortuosity of the surface coating or altered rim on the mineral surface, D_i is the free-phase diffusion coefficient ($m^2 s^{-1}$) of the primary reactant in water (in this case $O_{2(aq)}$), r_i^p is the particle radius (m), r_i^r is the radius of the unreacted portion of the particle (m), and v_i^m is the stoichiometric coefficient of O_2 in the reactive oxidation reaction. The parameters S_i , r_i^r , and r_i^p are specified in the problem-specific input file. The remaining parameters are not problem specific and therefore are defined in the database (Mayer et al., 2017). More specific details on the equations (ion-exchange and mineral precipitation–dissolution reactions) and numerical solution approach used in the MIN3P model can be found in Mayer (1999) and Mayer et al. (2002).

The reaction rate can be formulated according to the reaction mechanisms involved for carbonate and silicate minerals (equilibrium-controlled reactions, kinetically-controlled reactions) following the law of mass action. In this paper, two formulations for surface-controlled reactions are used (eq 4.3 and 4.4):

$$R_i^m = -k_i^{m,eff} \left[1 - \frac{IAP}{K} \right] \quad (4.3)$$

$$R_i^m = -S_a k_i^m [T_k]^n \quad (4.4)$$

where $k_i^{m,eff}$ is an effective rate coefficient ($mol \cdot L \cdot bulk^{-3} s^{-1}$), IAP is the ion-activity product, K is the equilibrium constant, k_i^m is the specific rate constant ($mol^{1-n} mol^{1-n} L_{H_2O}^n m_{mineral}^{-2} s^{-1}$), S_a is the reactive surface area of the grains ($m_{min}^2 L_{bulk}^{-1}$) and T_k is the aqueous phase concentration ($mol \cdot L_{H_2O}^{-1}$) of the rate-controlling component k . To reproduce the general trend of the leachate chemistry presented in Section 4, reaction rates were calibrated iteratively to adjust reaction kinetics. The resulting reaction rate constants and rate coefficients are presented in Table 4.6 and

based on the MIN3P database (Mayer et al., 2002). Reactive grain radius (r_i) was estimated using the equivalent D_H after Aubertin et al. (1998).

Table 4.6: Mineral reaction rate formulations and kinetic rate coefficients used in the MIN3P model simulations.

Mineral	Rate expression	Scaling factor, surface area and rate coefficient	Value		
			Low-reactive tailings	Amended tailings	Waste rock
Pyrite	SCM	S_i	2×10^{-06}	5×10^{-08}	1×10^{-03}
Calcite	$R_i^{m,s} = -k_i^{m,eff} [1 - IAP/K]$	$k_i^{m,eff}$	1×10^{-05}	9×10^{-05}	1×10^{-08}
Albite*	$R_i^m = -Sa(k_{i1}^m[H^+]^{0.49} + k_{i2}^m[H^+]^{0.30})$	k_{i1}^m	1.0×10^{-10}	1.0×10^{-10}	1.0×10^{-10}
		k_{i2}^m	1.0×10^{-14}	1.0×10^{-14}	1.0×10^{-14}
		S_a	75	65	15
Feldspar-k	$R_i^{m,s} = -k_i^{m,eff} [1 - IAP/K]$	$k_i^{m,eff}$	9×10^{-11}	2×10^{-11}	9×10^{-11}
Biotite	$R_i^{m,s} = -S_a K_{i,1}^m \{h^+\}^{0.25}$	$K_{i,1}^m$	1×10^{-11}	1×10^{-11}	1×10^{-11}
		S_i	100	100	100
Dolomite	$R_i^{m,s} = -k_i^{m,eff} [1 - IAP/K]$	$k_i^{m,eff}$	4×10^{-11}	9×10^{-11}	6×10^{-11}
Quartz	$R_i^{m,s} = -k_i^{m,eff} [1 - IAP/K]$	$k_i^{m,eff}$	1×10^{-14}	1×10^{-14}	1×10^{-14}
Chlorite	$R_i^{m,s} = -k_i^{m,eff} [1 - IAP/K]$	$k_i^{m,eff}$	1×10^{-12}	1×10^{-11}	1×10^{-11}
Muscovite	$R_i^m = -Sa(k_{i1}^m[H^+]^{0.08} + k_{i2}^m[H^+]^{-0.1})$	k_{i1}^m	1×10^{-13}	1×10^{-13}	1×10^{-13}
		k_{i2}^m	1×10^{-14}	1×10^{-14}	1×10^{-14}
		S_a	26	25	35
Gypsum	$R_i^{m,s} = -k_i^{m,eff} [1 - IAP/K]$	$k_i^{m,eff}$	1×10^{-09}	8×10^{-09}	1×10^{-08}
Ferrihydrite	$R_i^{m,s} = -k_i^{m,eff} [1 - IAP/K]$	$k_i^{m,eff}$	1×10^{-07}	1×10^{-09}	1×10^{-08}

*: Irreversible dissolution. $R_i^{m,s}$: Reaction rate. S_i : scaling factor coefficient in SCM (-). S_i for pyrite: calculated using density specific to pyrite in m^3 mineral m^{-3} porous medium after Mayer et al. (2002), as applied in Ouangrawa et al. (2009), Demers et al. (2013) and Pabst et al. (2018). S_a ($m_{mineral}^2 L_{bulk}^{-1}$): reactive surface area was defined in term of the geometric mineral parameters using the formulation, based on particle size and mineral volume fraction (Mayer, 1999).

4.6 Results from column tests and numerical modelling

The main results obtained during the column tests are presented in this section. For each type of measurement, (hydrogeological and geochemical), results are presented for both types of columns: the control (monolayer) and the CCBE (multilayered) columns. The physical and hydrogeological parameters obtained from the characterization phase were used directly in the numerical modelling (see Section 2), while the geochemical parameters were obtained after a calibration procedure where the parameters were modified within realistic ranges to fit the observed data (see Section 3 for the parameters values).

4.6.1 Hydrogeological results

4.6.1.1 Control columns

The columns were dismantled in layers at the end of the testing period (252 days). The degree of saturation was calculated from measured volumetric water content and porosity ($S_r = \theta/n$). Figure 4.2 shows the measured degree of saturation S_r (points) and the simulated degree of saturation (lines) in the low-reactive tailings (T) and amended tailings (TA) columns at different elevations. For both columns, the simulated S_r remains close to 80% at the base of the column, then decreases with elevation, approaching a S_r of approximately 75% at the top of the column. The measured post-dismantling data points generally align well with the simulated data. The waste rock column is continuously drained and achieves equilibrium volumetric water content within a few minutes after drainage close to its residual values (profile not presented here).

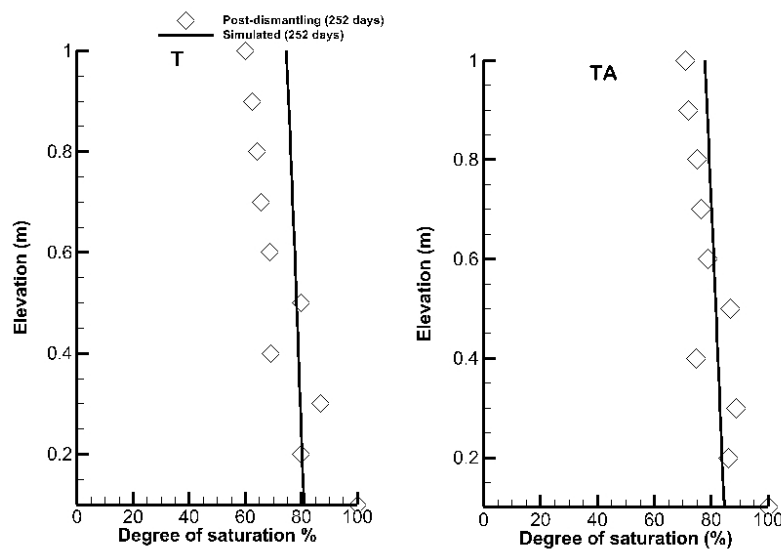


Figure 4.2: Degree of saturation for low-reactive tailings (T) and amended tailings (TA).

4.6.1.2 CCBE columns

The results shown in Figure 4.3 indicate that both covers performed similarly to an efficient CCBE, with high S_r values in the MRL and low S_r values in the CBLs (Bussière et al., 2003). For the CCBE with low-reactive tailings (CCBE-T), the S_r values in the MRL ranged from 90% to 100%. In contrast, values of S_r in the MRL made of amended tailings (CCBE-TA) started at a lower S_r value (80%) during the initial cycles but increased to close to 100% after 84 days, demonstrating the effectiveness of the CCBE-TA to create an efficient oxygen barrier. The degree of saturation

in both waste rock layers at equilibrium was usually between 5 and 20%, creating the desired capillary barrier effects at the interface (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2004; Fala et al., 2005; Larochelle et al., 2019). Figure 4.3 also shows that the observed hydrogeological behavior for both CCBE columns corresponds well with those simulated with MIN3P, considering the accuracy of the volumetric water content sensors ($\pm 0.03 \text{ m}^3/\text{m}^3$).

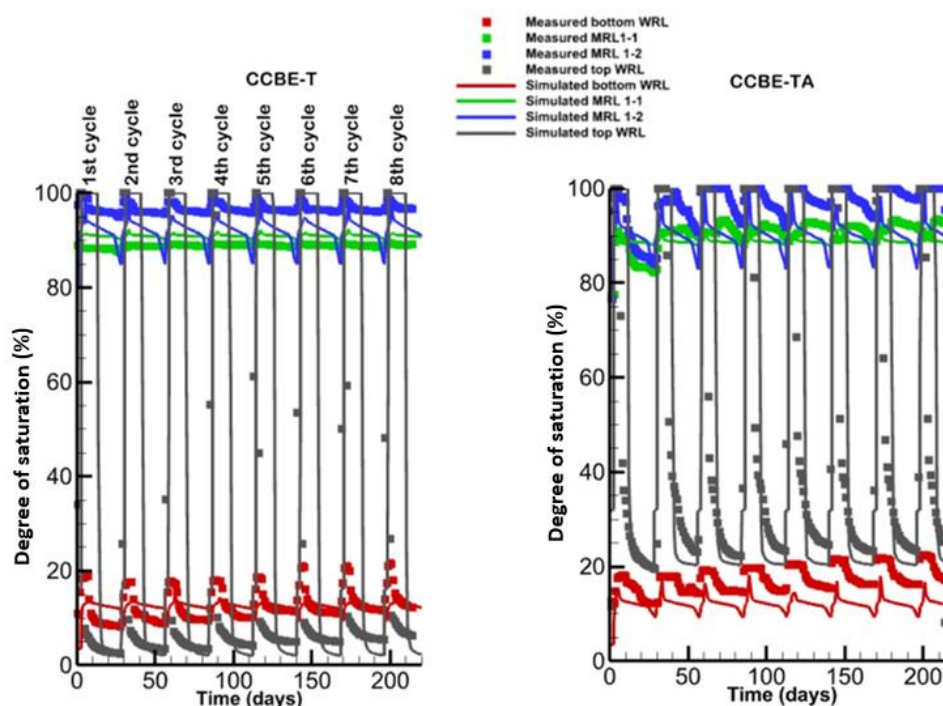


Figure 4.3: Observed and simulated hydrogeological behavior of the CCBE columns (left with low reactive tailings, right with amended tailings).

4.6.2 Geochemical results

4.6.2.1 Waste rock control column

The numerical simulation of the geochemical behavior of the non-acid generating waste rock is presented in Figure 4.4. The pH remains stable between approximately 7.5 and 8.5 in both simulated and experimental data. Calcium concentrations initially start high, at approximately 200 mg/L during the first cycle (0-15 days), and then drop to about 50 mg/L by day 50. After this, the Ca^{2+} concentrations stabilize between 30 and 50 mg/L for the rest of the testing period. Simulated

calcium concentrations show a similar trend. Sulfate concentrations begin around 350 mg/L, rapidly decreasing in the first 50 days, and then stabilize between 50 and 100 mg/L. The simulated results show a comparable initial decline from around 350 mg/L to approximately 75 mg/L over the first 50 days, then stabilize slightly lower than the measured concentrations. Magnesium concentrations generally stay below 5 mg/L, showing a gradual decline over time. Sodium concentrations remain relatively low, under 2 mg/L, with minor fluctuations between 0.5 and 2 mg/L throughout the 250 days. Potassium concentrations remain relatively stable between 8 and 2 mg/L.

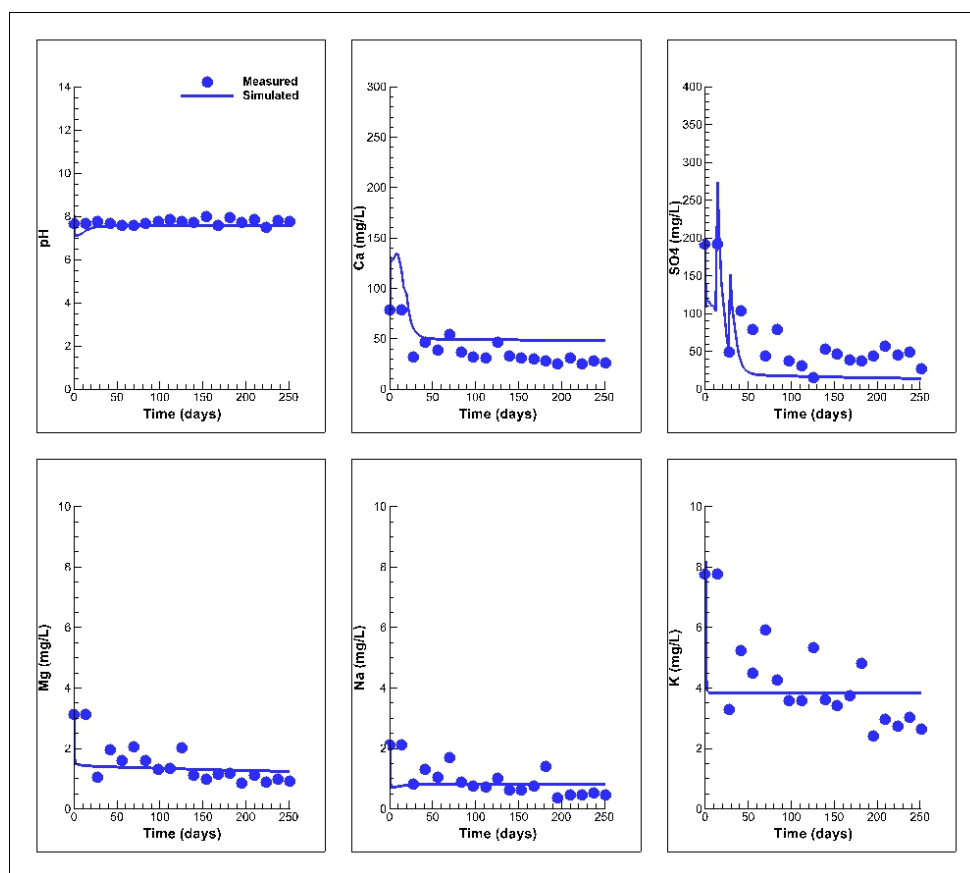


Figure 4.4: Average concentrations of mineral weathering products SO₄, Ca, Mg, K, Na, and pH over time measured in the leachate from the waste rock column, compared to aqueous concentrations exiting the simulation domain

The close match between simulated and experimental results demonstrates that the conceptual model can satisfactorily reproduce the geochemical processes involved in the waste rock. The effluent pH is mainly controlled by the oxidation of pyrite and the dissolution of carbonate minerals. Calcium concentrations are primarily controlled by the dissolution of calcite, and to a

lesser extent by the dissolution of dolomite. Sulfate originates from the oxidation of pyrite, the only sulfide mineral in the waste rock. Mg is likely due to the dissolution of the small amount of dolomite (Table 4.3). Both Na and K are likely released from the dissolution of albite and K-feldspar.

4.6.2.2 Low-reactive tailings control column

Figure 4.5 presents measured and simulated values of pH, calcium (Ca), sulfate (SO_4), magnesium (Mg), sodium (Na), and potassium (K) in the leachates over 252 days. The selection of these elements is based on the tailing's mineralogy (Table 4.3), which is primarily dominated by calcite, pyrite, albite, K-feldspar, biotite and dolomite. Results show that the pH remains relatively stable between 7 and 8, with good correlation between measured and simulated data. The calcium concentration starts at approximately 600 mg/L, declining rapidly to 200 mg/L at day 50, and stabilizes at approximately 400 mg/L for the remainder of the experiment. Sulfate concentrations similarly show an initial decline from approximately 1600 mg/L to 800 mg/L within the first 50 days, then stabilizes at approximately 800 mg/L for the rest of the test; these values and trends are comparable with the MIN3P simulation. The model captures the general trend of measured Mg and Na concentrations. Magnesium concentrations range between 10 and 20 mg/L over time. Sodium concentrations decrease about 25 mg/L to stable values of 10-15 mg/L. Potassium shows higher initial concentrations at approximately 120 mg/L, and then decrease and stabilize at approximately 40-60 mg/L.

The Ca decrease corresponds to the initial dissolution phase of calcite, which diminishes over time as the reactive calcite surface area decreases. The sulfate decrease suggests rapid initial oxidation of pyrite, which then slows down as the oxidation front moves deeper. The similar trends in evolution of Ca and sulfate concentrations can also be due to neutralization reactions that are stimulated by the acidity generated by the oxidation of pyrite. The Mg concentrations indicate dissolution of dolomite while Na concentration values suggest a controlled release from albite dissolution. The concentration of K is likely driven by the dissolution of K-feldspars.

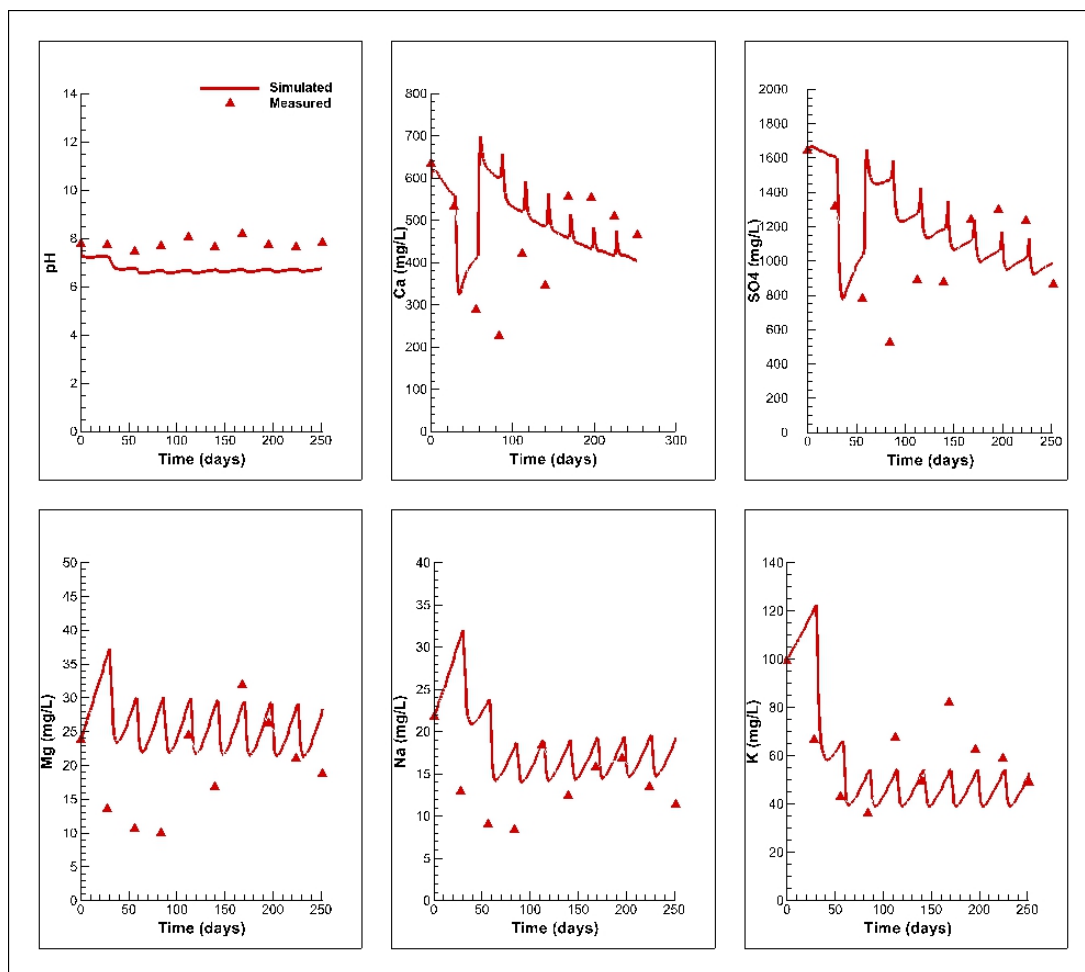


Figure 4.5: Average concentrations of mineral weathering products SO_4 , Ca, Mg, K, Na, and pH over time measured in the leachate from the low-reactive tailings column, compared to aqueous concentrations exiting the simulation domain

4.6.2.3 Amended tailings control column

Figure 4.6 presents the measured and simulated temporal evolution of pH and concentration of Ca, SO_4 , Mg, Na, and K over a 252-day period in the amended tailings control column. The pH remains relatively stable, ranging mainly between 7 and 8, while the numerical prediction is usually between 6 and 7. Such difference between measured and predicted values for pH in the near neutrality zone is not uncommon (Raymond et al., 2020; Vriens et al., 2020; Seigneur et al., 2021). The concentration of Ca decreases from approximately 800 mg/L to 200 mg/L at the end of the testing period. Similarly, SO_4 concentrations decline from 2400 mg/L to 1200 mg/L at day 252, with the simulation reproducing the general trends observed in the laboratory data. For Mg, the

concentrations range between 20 mg/L and 60 mg/L, with the measured and simulated data following a similar trend. The Na concentration decreases from 40 mg/L at the first cycle to 10 mg/L at day 252. Finally, the concentration of K decreases from 160 mg/L at day 0 to 50 mg/L at day 252. The close alignment between the simulated and measured data highlights the model's ability to capture the dissolution process of calcite, dolomite, pyrite, albite and K-feldspar, which govern the observed geochemical trends, and precipitation of secondary minerals.

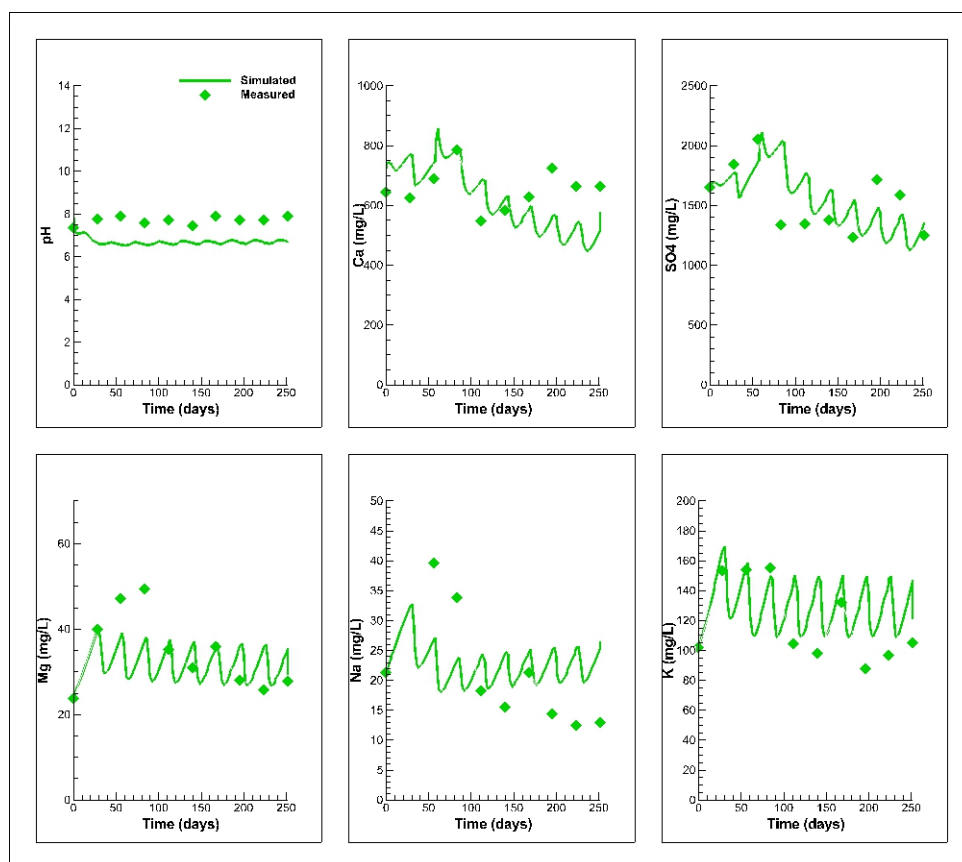


Figure 4.6: Average concentrations of mineral weathering products SO_4 , Ca, Mg, K, Na, and pH over time measured in the leachate from the amended tailings column, compared to aqueous concentrations exiting the simulation domain.

The higher Ca and SO_4 concentrations in the amended tailings column leachates compared to the control tailings column might be due to the slightly lower degree of saturation of the MRL in the amended tailings column. Indeed, these lower degrees of saturation promote more O_2 ingress in the tailings, thus more reactive oxidation, which in turn promotes more calcite dissolution, leading to increased SO_4 and Ca concentrations in the leachates.

The geochemical evolution in the two columns (low-reactive tailings and amended tailings) show that there is a correlation between calcium and sulfate concentrations. This behavior could be attributed to two phenomena: the response of carbonates to neutralize the acidity generated by pyrite oxidation (Benzaazoua et al., 2004), and equilibrium of gypsum ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) (Singer et Stumm, 1970; Nordstrom et Alpers, 1997). To verify the hypothesis that gypsum is involved in controlling calcium and sulfate concentrations in the two columns, thermodynamic equilibrium calculations were performed on leachates from the two control columns using Visual MINTEQ (Gustafsson, 2011) and the saturation indices SI were determined (e.g. Alpers and Nordstrom 1999).

Figure 4.7a shows that in low-reactive tailings (T), the saturation index (SI) starts close to 0 at the first cycle ($t=0$ days), indicating equilibrium conditions. Over time ($t=28, 84, 140, 196$, and 252 days), SI values rise above (close to the top of the column) and fall below (close to the bottom of the column) equilibrium. Near the surface (1 m), this behavior could be due to a higher reactivity of pyrite (FeS_2) to O_2 caused by the proximity of atmospheric conditions. The bottom of the columns is under equilibrium conditions ($\text{SI} \approx 0$) because the chemical and hydrogeological conditions are more stable compared to the upper zones. In the amended tailings (Figure 4.7b), the addition of limestone amendment promotes equilibrium, and the SI remained close to 0 ($\text{SI} \approx -0.2$ to 0) between 28 and 140 days. By 252 days, the TA column reaches equilibrium faster than the T column. The profiles also show that the precipitation of gypsum is more pronounced in the first cycles; this could be explained by the initial flushing of soluble secondary sulfate and calcium species already present at the mineral surface at the start of the column testing, which leads to oversaturation of gypsum in the first flushes, before stabilizing towards values closer to $\text{SI}=0$. The geochemical modeling with Visual MINTEQ presented in Figure 4.7c indicates that in low-reactive tailings (T), the SI starts at 0 and remains slightly undersaturated ($\text{SI} \approx -0.2$ to -0.5) over the first 140 days, reflecting limited gypsum precipitation. By 252 days, the SI approaches equilibrium ($\text{SI} \approx 0$). These results suggest that the precipitation of gypsum is possible in both columns, but more probable in the T column. Hence, gypsum precipitation could explain, at least in part, the good correlation between sulfate and calcium in our tailings control column experiments.

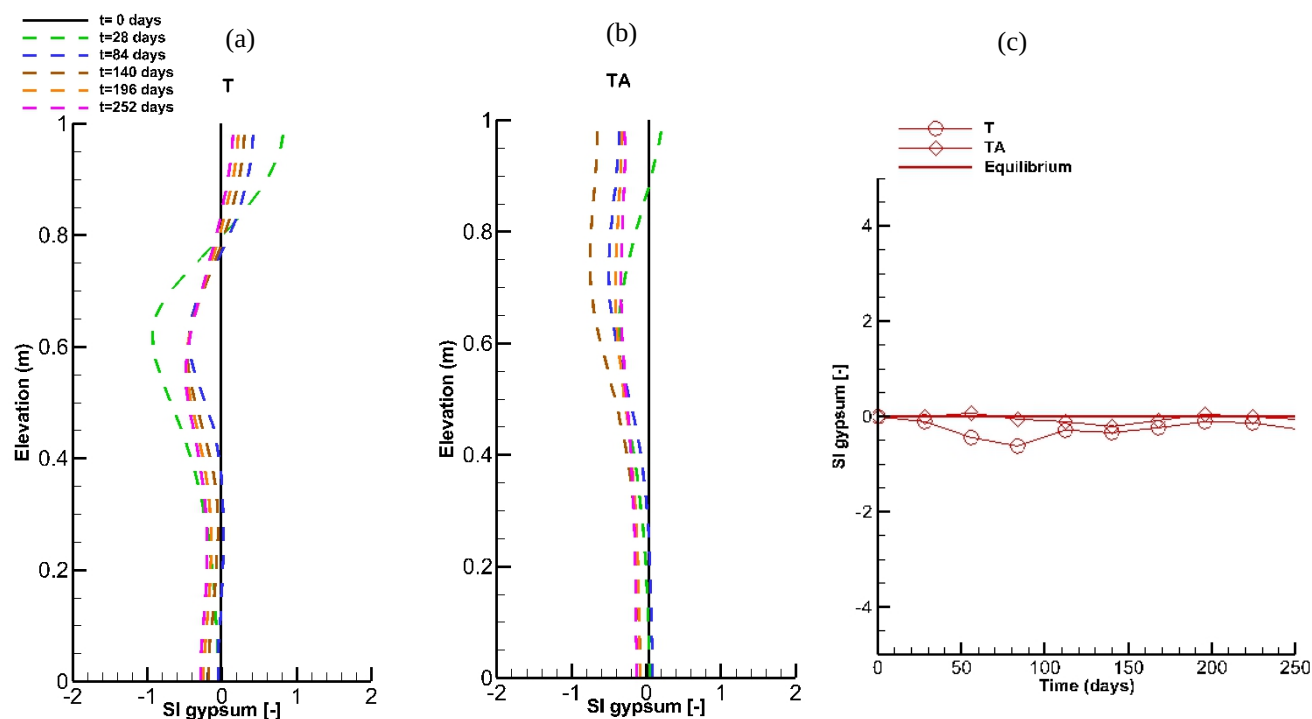


Figure 4.7: Gypsum saturation indices of low-reactive tailings (a) and amended tailings (b) simulated with MIN3P at different time intervals, simulated with VMINTEQ with the leachate water quality (c)

4.6.2.4 CCBE with low-reactive tailings column

The measured chemical composition of the leachates from the CCBE column with low-reactive tailings (CCBE-T) and the corresponding numerical simulation are shown in Figure 4.8. The pH remains relatively stable throughout the experiment, starting at approximately 7 and rising slightly to just above 7.2 by the end of 250 days. Both simulated and measured results align closely, indicating effective control of acid generation due to limited oxygen ingress, which minimizes pyrite oxidation. Calcium (Ca) concentration, initially at approximately 800 mg/L, was primarily sourced from the dissolution of calcite present in both waste rock and low-reactive tailings (Table 3). Calcium decreases within the first 50 days, then stabilizes between 100-200 mg/L. Calcium dissolves during wetting phases, but as easily soluble carbonate minerals (ex. ultrafines) are depleted, concentrations decrease. Pyrite oxidation, represented by the sulfate concentrations graph, starts at a high concentration of approximately 2500 mg/L. Over the first 50 days, sulfate rapidly decreases, stabilizing between 200-500 mg/L by the end of the experiment. The reaction

rate of pyrite was approximately constant during the entire test and the general trend is well reproduced by the model. Magnesium follows a similar trend, starting at around 60 mg/L and decreasing quickly within the first 50 days due to the dissolution of dolomite. By the end of 250 days, magnesium stabilizes below 10 mg/L. The dissolution of albite provides an initial sodium (Na) concentration of approximately 50-60 mg/L, decreasing rapidly during the first 50 days and stabilizing at 10 – 20 mg/L thereafter. Potassium, sourced from the K-feldspars, initially measured at 100 mg/L, also decreases during the early stages of flushing, stabilizing around 20-30 mg/L. The MIN3P model accurately reproduces the general trend of the experimental data for all chemical parameters. Thermodynamic equilibrium calculations performed on the percolated leachate from the CCBE-T column using Visual MINTEQ show that the leachate is undersaturated ($SI < 0$) with respect to gypsum for the entire period of the test (Figure11). This indicates that neutralization by carbonate dissolution is mainly in response to the acidity generated by reactive oxidation (Nordstrom, 2011). Compared to the column containing only low-reactive tailings, the covers with capillary barrier effect (CCBE) shows a better ability to maintain pH neutrality and slow down reactive oxidation and carbonate dissolution. This is mainly due to the higher degree of saturation in the low-reactive tailings.

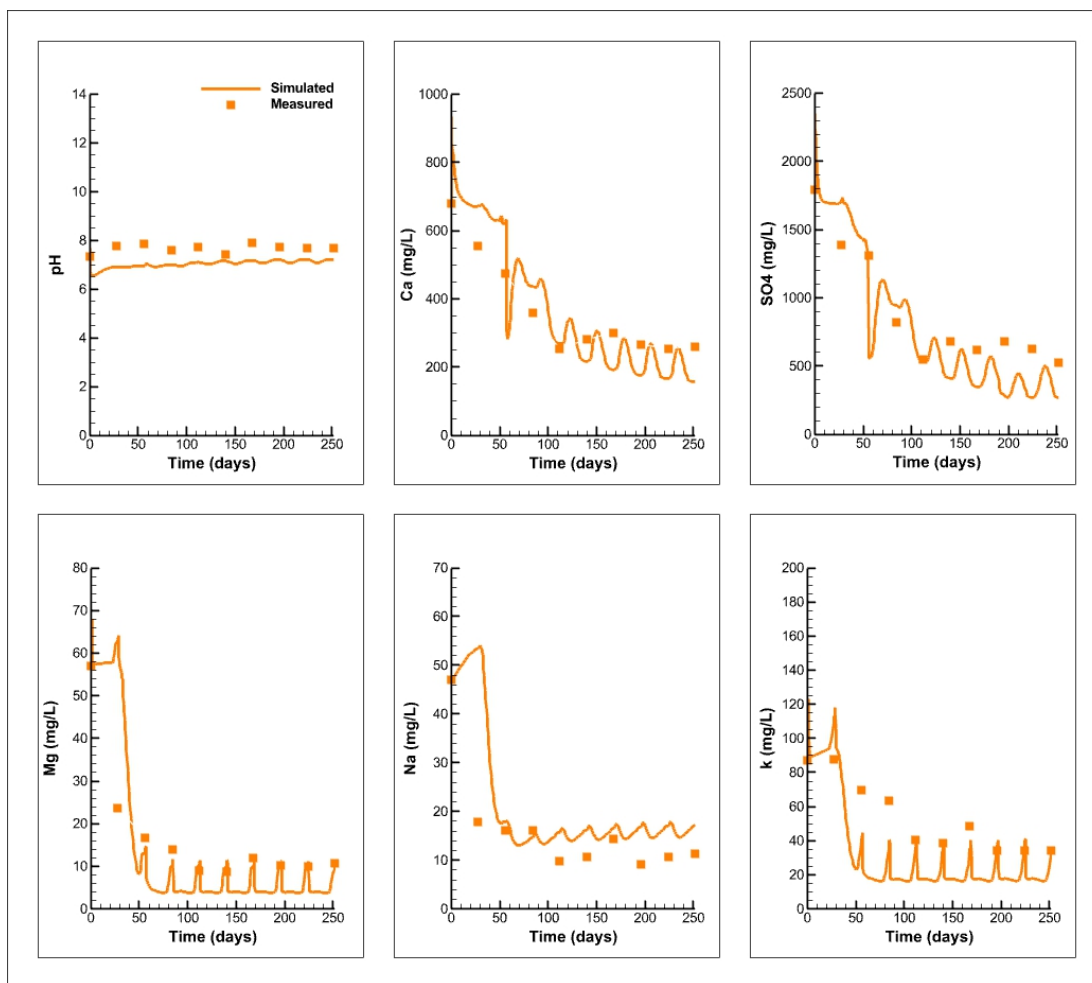


Figure 4.8: Average concentrations of mineral weathering products SO_4 , Ca, Mg, K, Na, and pH over time measured in the leachate from the CCBE-T column, compared to aqueous concentrations exiting the simulation domain model calibration for CCBE with low-reactive tailings.

4.6.2.5 CCBE with amended tailings column

Measured and simulated results of the CCBE column with amended tailings show stable pH, around 7.5 to 8.5, throughout the 250-day period. This stability indicates a low acidity generation with a buffering effect due to the limestone amendment in the MRL which neutralizes any potential acidity and maintains an alkaline environment. Both simulated and measured values show good correspondence, though predicted pH values are lower initially but become similar after 150 days. Calcium concentrations start around 1000 mg/L, for both simulated and measured values before stabilizing around 600 to 800 mg/L after approximately 50 days. Limestone amendment dissolution

contributes to Ca^{2+} release, leading to high initial calcium concentrations compared to the column without amendment. Over time, as the limestone dissolves, the system reaches a quasi-equilibrium and Ca concentrations stabilize. Sulfate concentrations are initially high, at approximately 2500-3000 mg/L, then decrease slightly and stabilize between 1500-2000 mg/L. The presence of pyrite in the amended tailings contributes to sulfate generation via oxidation by O_2 . Thermodynamic calculations performed on the percolated leachate from the CCBE-TA column using Visual MINTEQ showed an SI is at equilibrium ($\text{SI} \approx 0$), highlighting the effect of limestone amendment, in enhancing neutralization and improving geochemical stability (Figure 4.11). The results demonstrate that the addition of limestone and the high degree of saturation in the amended tailings effectively reduces acid generation by increasing buffering capacity and reducing metal solubility over the 252-day period. Furthermore, the observed correlation between sulfate concentrations and calcium concentrations can be attributed to the dissolution and precipitation processes of gypsum. Magnesium concentrations are initially high, around 70 mg/L, but rapidly decrease to stabilize between 20-30 mg/L after about 50 days. Dolomite or other Mg-bearing minerals could contribute to Mg^{2+} in the effluent. The decrease in Mg concentration with time could be due to limited availability of dolomite and to the decrease in the dissolution rate over time. Sodium concentrations start at approximately 60 mg/L, decreasing to 20 mg/L and then stabilizing with minor fluctuations. The dissolution of albite is the main source of Na release. The dissolution of K-feldspar releases potassium ions, which starts around 400 mg/L, then drops and stabilizes around 100 mg/L (Figure 4.9).

In summary, the low-reactive tailings in the CCBE-T column and the amended tailings in the CCBE-TA column are maintained at high S_r values which limit the reactivity of the pyrite contained in the MRL. For the testing period, both systems were efficient to create an efficient oxygen barrier without generating contaminant in the effluents.

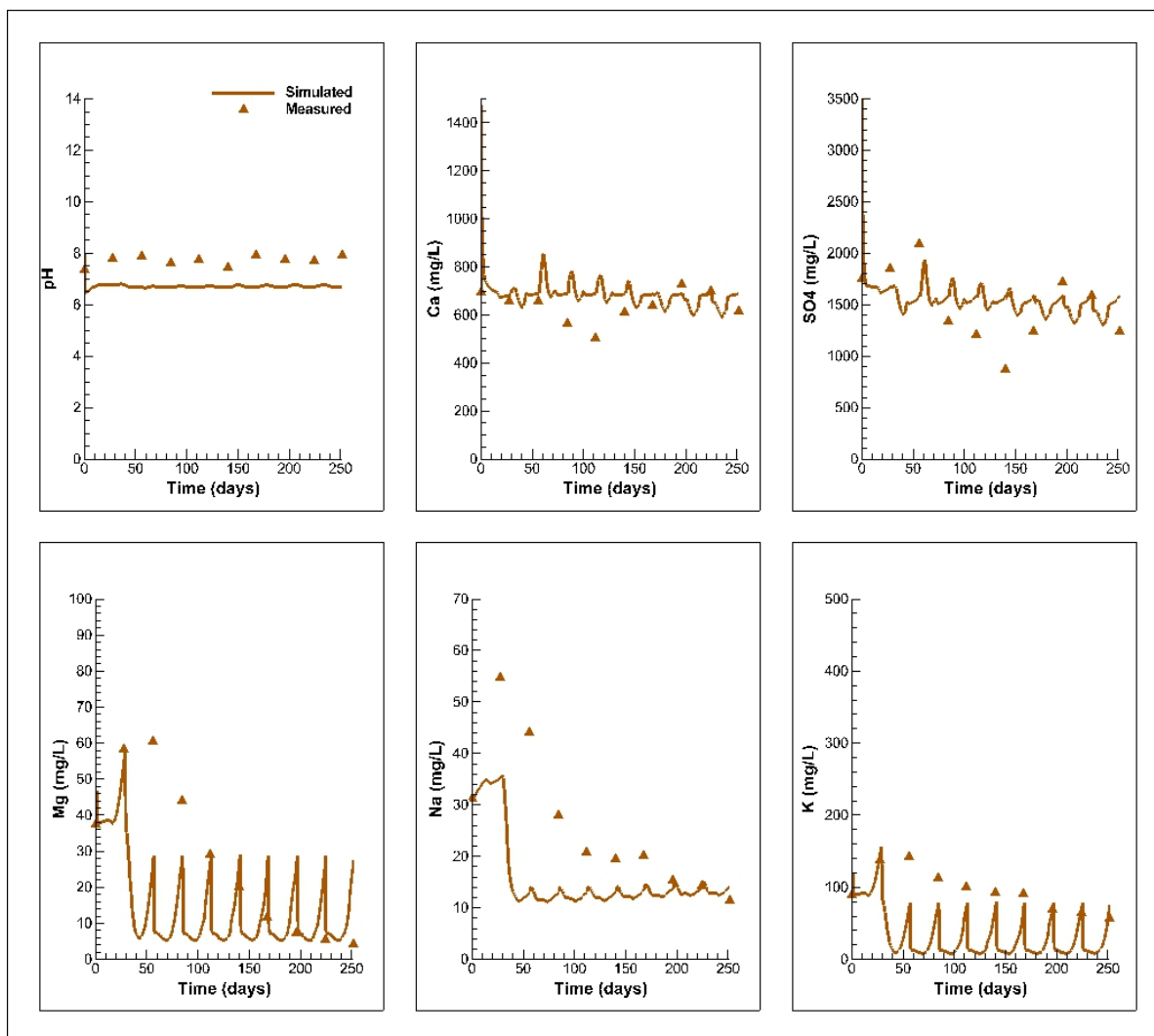


Figure 4.9: Average concentrations of mineral weathering products SO₄, Ca, Mg, K, Na, and pH over time measured in the leachate from the CCBE-TA column, compared to simulated aqueous concentrations exiting the domain of the calibrated model for the CCBE with amended tailings.

4.7 Long-term behavior of the tested columns

The column tests provided useful information on the hydrogeochemical behavior of the tested systems, but this information is only valid for the test period (less than a year). One of the advantages of RTM is the possibility of making long-term projections with a model that has been calibrated with short-term data (Demers et al., 2013; Pabst et al., 2017; Kalonji-Kabambi et al., 2020). Long-term simulations for the low-reactive tailings (T), amended tailings (TA), CCBE with low-reactive tailings (CCBE-T) and CCBE with amended tailings (CCBE-TA) were performed for

a period of 500 years. Figure 4.10 displays a comparison between the four scenarios in terms of chemical and mineralogical behaviors, through the evolution of pH, mineral volume fractions (pyrite, calcite, dolomite), and secondary precipitates (gypsum and ferrihydrite).

The low-reactive tailings column shows that pH increases rapidly at first, then decreases to 4 after around 70 years, due to an exhaustion of neutralizing minerals such as calcite to neutralize the acidity generated by pyrite oxidation. At around 150 years, the pH increases again to 6.5-7.5, which may be attributed to the exhaustion of pyrite (~ 200 years) and the dissolution of albite. This behavior suggests a limited long-term acid generation capacity (Aubertin et al., 2002). The gypsum shows a high dissolution rate initially, then stabilizes, indicating gypsum precipitation resulting from pyrite oxidation and calcite dissolution (McGregor et Blowes, 2002).

In comparison, amended tailings shows a more gradual pH increase, stabilizing at neutral values around 8.5, indicating the capacity of limestone amendment in buffering pH and thereby reducing the risk of long term AMD generation (Jambor et al., 2000; Blowes et al., 2005; Blowes et al., 2014). Pyrite depletion takes more time (~ 350 years) than the non amended case due to the higher pH and lower reaction rate. In amended tailings, gypsum dissolution is reduced, and ferrihydrite is more stable.

When the low-reactive tailings are placed in a CCBE as the MRL, the higher degree of saturation reduces the reactivity and limits the drop of pH to values mainly above 6. The depletion of pyrite was nearly complete at the end of the 500-year simulation. Calcite depletion occurs rapidly in the T scenario, suggesting a fast dissolution process of the mineral, whereas in the CCBE-T scenario, the calcite dissolution rate is significantly slower, contributing to improve the long-term stability and control the pH. When pyrite starts to deplete significantly, gypsum starts to dissolve. These results indicate that using low-reactive tailings with uncertain acid generating potential as an MRL could be an alternative if the CCBE is able to maintain a high degree of saturation. However, the risk of AMD generation is further limited if an amendment is added to the low-reactive tailings to increase its neutralization potential. Figure 4.10 shows that the pH is maintained above 7 through time, and that the calcite is still active after 500 years while the pyrite is depleted, suggesting that the cover system in CCBE-T provides a protective effect. This likely limits the exposure of calcite to reactive conditions, thereby reducing its dissolution rate.

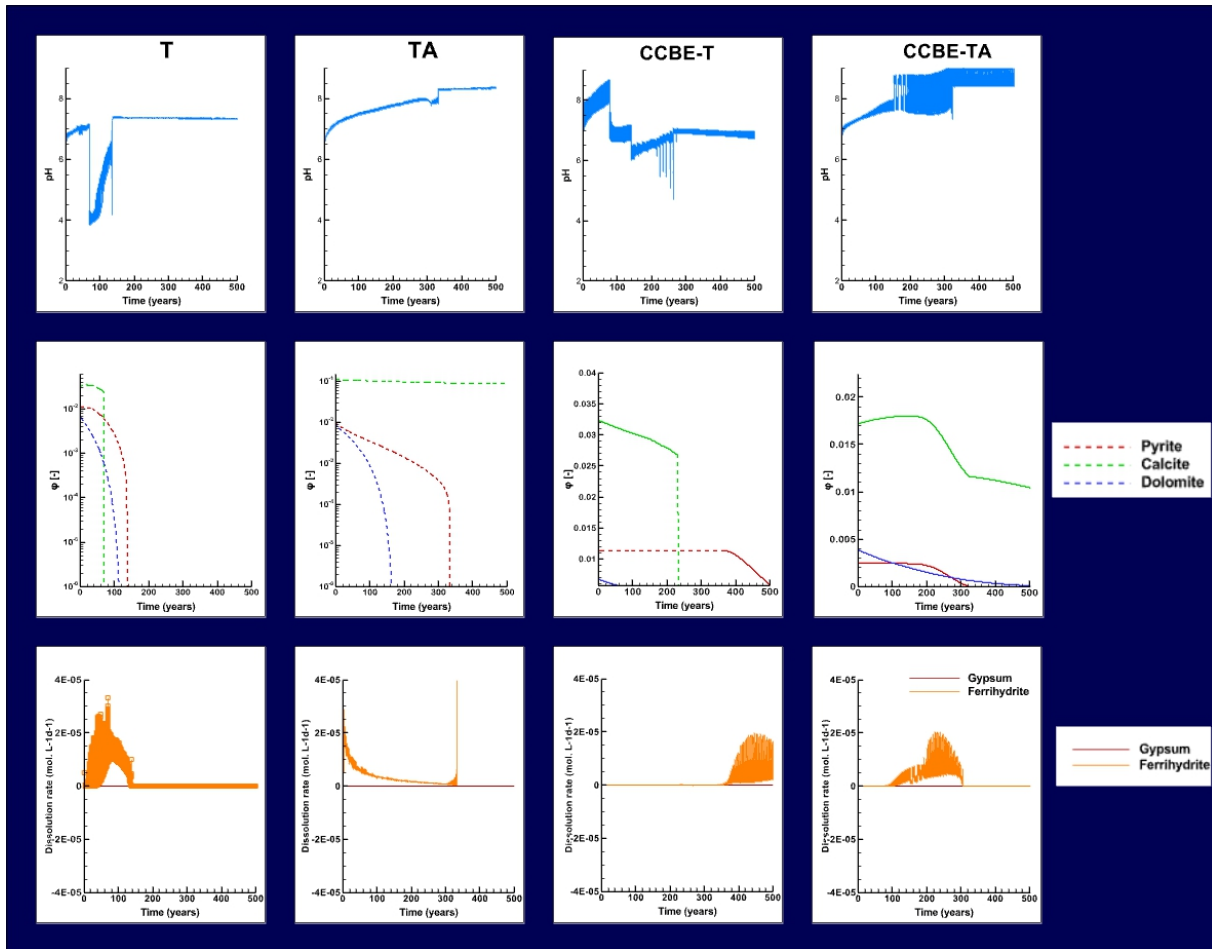


Figure 4.10: Simulated geochemical evolution of the leachate of low-reactive tailings (T), amended tailings (TA), CCBE-T and CCBE-TA for a period of 500 years.

4.8 Assumptions and limitations of the numerical study

In this study, some simplifications were necessary to obtain results in a realistic timeframe. It was assumed that the materials of each layer were homogeneous, which simplifies calculations but ignores the natural heterogeneity in porosity, permeability and mineral distribution (Molins et al., 2020). Natural precipitation recharge also plays a crucial role in governing the overall hydrogeochemical behavior of the materials in-situ as it has more irregular wetting-drying patterns than the standardized ones applied in the numerical model in this study. Therefore, the materials' behavior could be different under in-situ recharge conditions. Evaporation was not directly simulated, which could lead to some discrepancies between real and predicted degree of saturation

near the surface. The role of bacteria at neutral pH was not considered directly but indirectly by adjustment of the direct oxidation rate of pyrite (Nordstrom, 2000; Blowes et al., 2005). The MIN3P model is prone to numerical instability, particularly when dealing with high spatial and temporal resolution, multilayered system or complex kinetic reactions (Mayer et al., 2002). Reaction kinetics in MIN3P are simplified, relying on empirical rate laws, which may not fully represent complex biochemical or microbial process (Steefel et al., 2015). The effect of temperature was not simulated for this study. It is also important to recall that the results obtained are valid for the small-scale columns and could not be used directly to extrapolate for large-scale real cases. Despite these limitations, the model successfully simulated the hydrogeochemical responses for each material (e.g., low-reactive tailings, amended tailings, and waste rock), and when these materials are combined in a CCBE.

4.9 Conclusion and Perspectives

Forecasting the geochemical behavior of various scenarios is crucial to evaluate potential reclamation options of mine sites. The current study used laboratory column tests and numerical reactive transport simulations to assess the hydrogeochemical behavior of low-reactive tailings, with and without limestone amendment. The behavior of these two materials when inserted in a CCBE as the MRL was also investigated. The main conclusions of this study are:

- In the short-term (250 days), all scenarios tested did not generate leachate contaminants but showed generation of SO_4 and Ca related to pyrite oxidation and acid neutralization, respectively.
- Reactive transport model was able, once calibrated, to accurately reproduce the geochemical behavior of the four scenarios.
- Long-term simulation (500 year) predicts that the column containing the tested low reactive tailings (2% pyrite) can produce acid mine drainage (AMD).
- Long-term simulation (500 year) predicts that the column containing the tested amended tailings with limestone at a NP/AP ratio >3 stabilizes the pH to neutral values and prevents acidification.
- The use of low-reactive tailings as the MRL in a CCBE creates hydrogeological conditions that reduce the reactivity of the reactive minerals and the generation of acidity ($\text{pH} > 6$).

- The addition of an amendment in the low-reactive tailings and their use as the MRL in a CCBE is the most effective scenario to reduce the risk of AMD generation. The high saturation reduces the oxygen available for pyrite oxidation, and the limestone neutralizes any acid formed, ensuring a neutral, stable pH over the long term.

The concept studied here consists of using low-reactive tailings that can generate AMD in the long-term if directly exposed to atmospheric conditions (see numerical predictions for Column T) and to place them in a CCBE as the MRL. Since the CCBE maintains a high degree of saturation in the MRL, the availability of oxygen for pyrite oxidation is reduced as is the risk of generating contaminants. The CCBE technique is similar to the EWT (Elevated water table) technique used to reclaim AMD generating site that aims at maintaining the tailings close to saturation to control reactive oxidation (Ouangrawa et al., 2010; Pabst, 2021). This approach would valorize the low-reactive tailings, reduce construction costs, and minimize the footprint of the site reclamation by reducing the volume of natural soil to be used. This laboratory study shows that low-reactive tailings with uncertain acid generating potential could be an alternative to be used as the MRL in a CCBE without contaminating the infiltrating water. However, the pH is at the limit for years 150 to 300 (see numerical predictions of column CCBE-T). The results from MIN3P show that the addition of limestone with the low-reactive tailings can significantly reduce the risk of generating contaminants (see numerical prediction of column TA), and this risk is even lower when the material is inserted into a CCBE as the MRL (see the numerical prediction of column CCBE-TA). Based on these results, it is recommended to pursue this investigation in more realistic conditions such as in the field at an intermediate scale (e.g. Bussière et al., 2007). This would further develop the concept and work to reduce the uncertainties related to the proposed approach.

4.10 Appendix A. Supplementary data

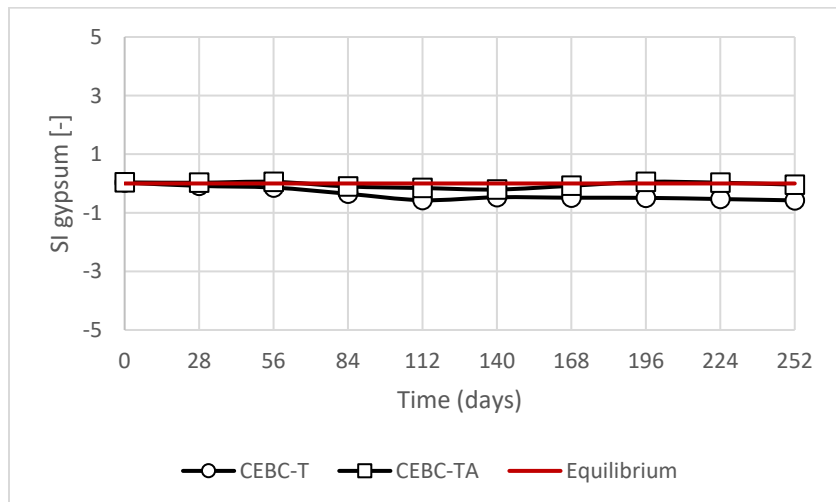


Figure 4.11: Gypsum saturation indices for CCBE-T and CCBE-TA simulated with VMINTEQ

4.11 Acknowledgement

The authors would like to acknowledge the partners of UQAT-Polytechnique Research Institute on Mines and the Environment (RIME) as well as the NSERC-UQAT Industrial Chair on Mine Sites Reclamation for their financial support. The authors would like also to thank the Unité de Recherche et Service en Technologie Minérale (URSTM) staff for their assistance in the laboratory.

4.12References

- Allison, J., Brown, D. et Novo-Gradac, K. (1991). MINTEQA2/PRODEFA2, a geochemical assessment model for environmental systems: version 3.0. USEPA, Athens, 77.
- ASTM. (2012). Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer. In ASTM Annual CDs of standards, American Society for Testing and Materials (ASTM), West Conshohocken, Pa.
- ASTM. (2016a). Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous materials using a flexible wall permeameter.
- Aubertin, M., Bussière, B. et Bernier, L. (2002). Environnement et gestion des résidus miniers Presses Internationales Polytechnique. Manuel sur cédérom.
- Aubertin, M. et Chapuis, R. (1991). Considérations hydro-géotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. Dans. Proceedings of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montreal, MEND/Canmet.
- Aubertin, M., Chapuis, R., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J. et Tremblay, L. (1995). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers, MEND Report 2.22. 2a. CANMET, Ottawa, Ont.
- Aubertin, M., Ricard, J.-F. et Chapuis, R. P. (1998). A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. Canadian geotechnical journal, 35(1), 55-69.
- Ball, J. W. et Nordstrom, D. K. (1991). User's manual for WATEQ4F, with revised thermodynamic data base and text cases for calculating speciation of major, trace, and redox elements in natural waters (publication n° 2331-1258).
- Benner, S., Gould, W. et Blowes, D. (2000). Microbial populations associated with the generation and treatment of acid mine drainage. Chemical Geology, 169(3-4), 435-448.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A.-M. et Archambault, M. (2004). Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. Environmental geology, 46, 1086-1101.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jamboor, J., Weisner, C., Paktunc, D., Gould, W. et Johnson, D. (2013). The geochemistry of acid mine drainage. Dans Treatise on geochemistry (p. 131-190). Elsevier Science.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J. et Weisener, C. (2005). The geochemistry of acid mine. Environ. Geochem, 9, 149.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J., Weisener, C., Paktunc, D., Gould, W. et Johnson, D. (2014). The geochemistry of acid mine drainage. Treatise on geochemistry. Holland and Turekian (Eds), 11, 131-190.
- Blowes, D., Ptacek, C. et Jurjovec, J. (2003). Mill tailings: hydrogeology and geochemistry. Environmental aspects of mine wastes, 31, 95-116.

- Bouzahzah, H. (2013). Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide [Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Bussière, B., Aubertin, M. et Chapuis, R. P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian geotechnical journal*, 40(3), 512-535.
- Bussière, B., Aubertin, M. et Julien, M. (2001). Couvertures avec 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. et Chapuis, R. P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M. et Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental geology*, 45(5), 609-622.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J. et Julien, M. (2006). Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site. *Malartic, Quebec*.
- Chapuis, R. P., Masse, I., Madinier, B. et Aubertin, M. (2006). Essai de drainage en colonne pour obtenir les propriétés non saturées de matériaux grossiers. 59th CGC and 7th Joint CGS, 905-912.
- Dagenais, A.-M. (2005). Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires [École Polytechnique de Montréal].
- Demers, I., Molson, J., Bussière, B. et Laflamme, D. (2013). Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. *Applied Geochemistry*, 33, 346-356.
- Demers, I. et Pabst, T. (2021). Covers with capillary barrier effects. *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage*, 167.
- Fala, O., Molson, J., Aubertin, M. et Bussière, B. (2005). Numerical modelling of flow and capillary barrier effects in unsaturated waste rock piles. *Mine water and the environment*, 24, 172-185.
- Gustafsson, J. P. (2011). Visual MINTEQ 3.0 user guide. KTH, Department of Land and Water Resources, Stockholm, Sweden, 550.
- Jambor, J. L., Blowes, D. W. et Ptacek, C. J. (2000). Mineralogy of mine wastes and strategies for remediation.
- Kalonji-Kabambi, A., Demers, I. et Bussière, B. (2020). Reactive transport modeling of the geochemical behavior of highly reactive tailings in different environmental conditions. *Applied Geochemistry*, 122, 104761.
- Kalonji Kabambi, A., Bussière, B. et Demers, I. (2017). Hydrogeological behaviour of covers with capillary barrier effects made of mining materials. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35(3), 1199-1220.

- Larochelle, C. G., Bussière, B. et Pabst, T. (2019). Acid-generating waste rocks as capillary break layers in covers with capillary barrier effects for mine site reclamation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230, 1-16.
- Lim, J., Sylvain, K., Pabst, T. et Chung, E. (2024). Effect of waste rock particle size on acid mine drainage generation: Practical implications for reactive transport modeling. *Journal of Contaminant Hydrology*, 267, 104427.
- Mayer, K. (2000). MIN3P V1. 0 User guide. University of Waterloo, Department of Earth Sciences, 26(00).
- Mayer, K., Amos, R., Molins, S. et Gerard, F. (2012). Reactive transport modeling in variably saturated media with MIN3P: Basic model formulation and model enhancements. *Groundwater reactive transport models*, 26, 186-211.
- Mayer, K., Benner, S., Blowes, D. et Frind, E. (1999). The reactive transport model MIN3P: application to acid mine drainage generation and treatment-nickel rim mine site, Sudbury, Ontario. *Mining and Environment*, 1, 145-154.
- Mayer, K. U. (1999). A numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media.
- Mayer, K. U., Frind, E. O. et Blowes, D. W. (2002). Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resources Research*, 38(9), 13-11-13-21.
- McGregor, R. et Blowes, D. (2002). The physical, chemical and mineralogical properties of three cemented layers within sulfide-bearing mine tailings. *Journal of geochemical exploration*, 76(3), 195-207.
- MEND. (2009). Report 1.20.1 Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials.
- Merkus, H. G. (2009). Particle size measurements: fundamentals, practice, quality (vol. 17). Springer Science & Business Media.
- Molins, S., Svyatskiy, D., Xu, Z. et Moulton, J. D. (2020). A reactive transport model for integrated surface-subsurface hydrology. Dans. AGU Fall Meeting Abstracts.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. et Benzaazoua, M. (2008). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, 23(1), 1-24.
- Molson, J., Fala, O., Aubertin, M. et Bussière, B. (2005). Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles. *Journal of Contaminant Hydrology*, 78(4), 343-371.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A. et 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.
- Nordstrom, D. K. (2000). Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. *International Geology Review*, 42(6), 499-515.

- Nordstrom, D. K. (2011). Hydrogeochemical processes governing the origin, transport and fate of major and trace elements from mine wastes and mineralized rock to surface waters. *Applied Geochemistry*, 26(11), 1777-1791.
- Nordstrom, D. K. et Alpers, C. N. (1997). *Geochemistry of acid mine waters*.
- Nordstrom, D. K. et Alpers, C. N. (1999). *Geochemistry of acid mine waters. The environmental geochemistry of mineral deposits*, 6(October), 133-160.
- Ouangrawa, M. (2007). Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés. École Polytechnique de Montréal.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J. W., Bussière, B. et Zagury, G. J. (2010). Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air, & Soil Pollution*, 213, 437-458.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. et Zagury, G. (2009). Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry*, 24(7), 1312-1323.
- Pabst, T. (2011). Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Pabst, T. (2021). Elevated water table with monolayer covers. *Hard Rock Mine Reclamation. From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*; Bussière, B., Guittonny, M., Eds.
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B. et Molson, J. (2014). Column tests to characterise the hydrogeochemical response of pre-oxidised acid-generating tailings with a monolayer cover. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225, 1-21.
- Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M. et Molson, J. (2018). Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of Contaminant Hydrology*, 214, 39-53.
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M. et Bussière, B. (2017). Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer cover. *Applied Geochemistry*, 78, 219-233.
- Peregoedova, A. (2012). Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire [École Polytechnique de Montréal].
- Plante, B., Schudel, G. et Benzaazoua, M. (2021). Generation of acid mine drainage. Dans *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage* (p. 1-20). CRC Press.
- Raymond, K. E., Seigneur, N., Su, D., Poaty, B., Plante, B., Bussière, B. et Mayer, K. U. (2020). Numerical modeling of a laboratory-scale waste rock pile featuring an engineered cover system. *Minerals*, 10(8), 652.
- Rüdiger, C., Western, A. W., Walker, J. P., Smith, A. B., Kalma, J. D. et Willgoose, G. R. (2010). Towards a general equation for frequency domain reflectometers. *Journal of hydrology*, 383(3-4), 319-329.

- Seigneur, N., Vriens, B., Beckie, R. et Mayer, K. (2021). Reactive transport modelling to investigate multi-scale waste rock weathering processes. *Journal of Contaminant Hydrology*, 236, 103752.
- Singer, P. C. et Stumm, W. (1970). Acidic mine drainage: the rate-determining step. *Science*, 167(3921), 1121-1123.
- Steefel, C. I., Appelo, C. A. J., Arora, B., Jacques, D., Kalbacher, T., Kolditz, O., Lagneau, V., Lichtner, P., Mayer, K. U. et Meeussen, J. (2015). Reactive transport codes for subsurface environmental simulation. *Computational Geosciences*, 19, 445-478.
- van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal*, 44(5), 892-898.
- Vriens, B., Seigneur, N., Mayer, K. U. et Beckie, R. D. (2020). Scale dependence of effective geochemical rates in weathering mine waste rock. *Journal of Contaminant Hydrology*, 234, 103699.
- Yi, X., Su, D., Bussière, B. et Mayer, K. U. (2021). Thermal-hydrological-chemical modeling of a covered waste rock pile in a permafrost region. *Minerals*, 11(6), 565.

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

Ce projet visait à examiner le comportement géochimique d'une CEBC constituée de matériaux miniers, dont la CRH est amendée ou non par un amendement calcaire. Pour bien comprendre le comportement géochimique de la CEBC, les matériaux la constituant ont été étudiés séparément. Cette étude est basée sur un cas réel, soit celui de la mine Canadian Malartic située en Abitibi. Les modèles physiques et numériques montrent un bon potentiel pour l'utilisation de rejets miniers à faible réactivité comme matériaux de recouvrement pour contrôler le drainage minier acide. Les résultats montrent que l'ajout d'un amendement calcaire aide à maintenir la stabilité géochimique des résidus, notamment en maintenant un pH neutre à alcalin. Les résultats préalablement présentés portent sur l'analyse du comportement hydrogéochimique des colonnes expérimentales (WR, T, TA, CEBC-T, CEBC-TA), en mettant l'accent sur les produits d'oxydation de la pyrite, ainsi que sur les produits de neutralisation de l'acidité générée. Cependant, les analyses chimiques des lixiviats ont également porté sur les éléments contaminants tels que le zinc et le cuivre.

Dans ce qui suit, différents aspects seront discutés plus en détails. Dans un premier temps, les résultats des concentrations en métaux seront comparés avec les seuils réglementaires (Directive 019). Dans un deuxième temps, une comparaison des résultats géochimiques des CEBC testées sera faite à deux échelles : le laboratoire et l'échelle intermédiaire de terrain. La précipitation du gypse pourrait affecter l'interprétation au niveau de la présence ou non d'oxydation importante de la pyrite. Pour cette raison, des modélisations géochimiques d'équilibres thermodynamiques ont été réalisées afin de mieux comprendre l'impact de la précipitation potentielle du gypse. Enfin, le chapitre se termine par une discussion sur les limites de l'étude.

5.1 Analyse géochimique des éléments contaminants

La Figure 5.1 illustre les concentrations en éléments contaminants (Zn, Cu) dans les lixiviats issus de différentes configurations de colonnes, comprenant des résidus miniers seuls (T), des résidus amendés à la roche calcaire (TA), et des couvertures à effet de barrière capillaire (CCBE-T et CCBE-TA). Ces analyses visent à évaluer la performance de chaque configuration en termes de conformité aux normes de la Directive 019 sur les effluents miniers, notamment pour la qualité des eaux de lixiviation.

Les analyses chimiques sur les lixiviats montrent que les résidus non amendés (T) et amendés (TA) présentent des concentrations plus élevées en zinc (0,4 mg/L – 0,7 mg/L), bien que les niveaux restent en-dessous de la limite autorisée par la Directive 019. La colonne CEBC composée de résidus non amendés (CEBC-T) révèle également des concentrations de Zn élevées (0,7 mg/L) au cours du premier cycle, mais une réduction plus rapide est observée par rapport aux colonnes T et TA. Les deux colonnes CEBC présente les concentrations en Zn les plus faibles, suggérant que les effets de barrière capillaire contribuent efficacement, grâce à la saturation élevée au niveau de la couche de rétention d'humidité, à réduire la mobilité du Zn. Le cuivre (Cu), tout comme le zinc, se libère en concentrations plus élevées dans les colonnes T et TA alors que les colonnes CEBC montrent de façon générale des concentrations plus faibles, ce qui suggère que le degré de saturation est un paramètre important pour l'immobilisation du cuivre, possiblement par précipitation de carbonates de cuivre dans des conditions alcalines, soutenue par la libération d'ions CO_3^{2-} et HCO_3^- lors de la dissolution du calcaire (Blowes et Ptacek, 1994; Nordstrom et Alpers, 1997). Les analyses minéralogiques réalisées sur les échantillons n'ont pas montré aucune source de zinc et cuivre; il est supposé que ces éléments soient présents en tant qu'impuretés dans la structure cristalline de la pyrite, où ils sont intégrés sous forme de substitutions ou d'inclusions minérales. Lors de l'oxydation de la pyrite, ces éléments sont libérés dans les lixiviats. Une diminution des concentrations en cuivre et en zinc dans les lixiviats provenant des colonnes CEBC-T et CEBC-TA indique une baisse de l'oxydation de la pyrite. Cette baisse peut être attribué à un haut degré de saturation des résidus miniers, amendés ou non.

En conclusion, ces résultats illustrent l'efficacité de la CEBC dans la réduction de la mobilité des métaux contaminants, avec la colonne CEBC-TA démontrant les plus faibles concentrations pour la plupart des éléments. L'amendement calcaire augmente le pH, favorisant la précipitation et l'adsorption des métaux et limitant la solubilité d'éléments. L'analyse des lixiviats pour le Zn, comparée aux normes de la Directive 019, révèle que les concentrations en Zn dans les résidus non amendés et amendés sont plus près du seuil de 0,5 mg/L (avec un dépassement). Les deux scénarios de recouvrement CEBC, particulièrement la CEBC-TA, montrent une efficacité dans la réduction de la mobilité du Zn à des niveaux en dessous de cette limite.

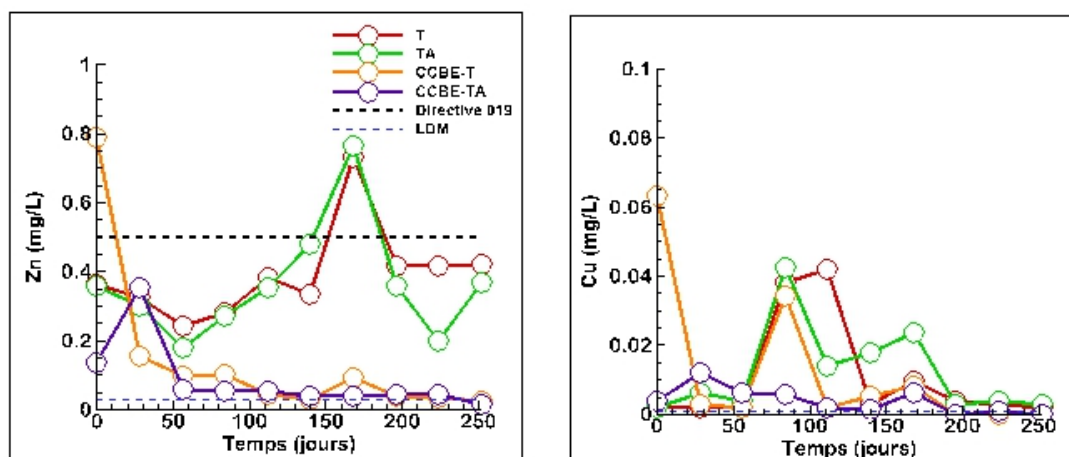


Figure 5.1: Évolution de la qualité de l'eau dans les lixiviats pour les éléments (Zn, Al, Cu, Mn) provenant des T, TA, CEBC-T, CEBC-TA.

5.2 Les résultats géochimiques de deux CEBC, avec et sans amendement, à différentes échelles

5.2.1 Description des cellules expérimentales

La Mine Canadian Malartic a entrepris, entre 2019 et 2020, la construction de deux recouvrements expérimentaux à l'échelle pilote afin d'orienter les décisions liées à la restauration à grande échelle du parc (Canadian Malartic, 2020), en évaluant notamment leur performance en conditions réelles, leur faisabilité technique, ainsi que les coûts associés à leur construction et à leur instrumentation. La Mine Canadian Malartic a accepté de rendre accessibles certains résultats de suivi géochimique de ces recouvrements pour les besoins de ce projet de recherche.

De façon plus spécifique, les recouvrements mesurent environ 280 m de long et 18 m de large. Une partie des recouvrements présente une très faible pente (section dite plateau) tandis que l'autre partie présente une pente 10H :1V (section dite avec pente) (figure 5.2 (a)). Deux recouvrements CEBC et CEBC amendée sont implantés de la manière suivante (figure 5.2 (b) et (c)):

CEBC : une couche de stériles de 30 cm est placée comme bris capillaire du bas (1i), suivie de 100 cm de résidus comme couche de rétention d'humidité (2b), et 50 cm de stériles est placée comme couche de bris capillaire du haut (1p).

CEBC amendée : une couche de stériles de 30 cm est placée comme bris capillaire du bas (1i), suivie de 100 cm de résidus amendés comme couche de rétention d'humidité (2a), et 50 cm de stériles est placée comme couche de bris capillaire du haut (1p).

Une couche de mort-terrain et de terre végétale (7a) a été ajoutée au sommet des deux couvertures pour favoriser la croissance de la végétation. Des lysimètres de succion ont été installés au niveau des deux CEBC afin de surveiller la qualité des eaux interstitielles. Plus de détails sur les cellules expérimentales peuvent être trouvé dans Dimech (2023).

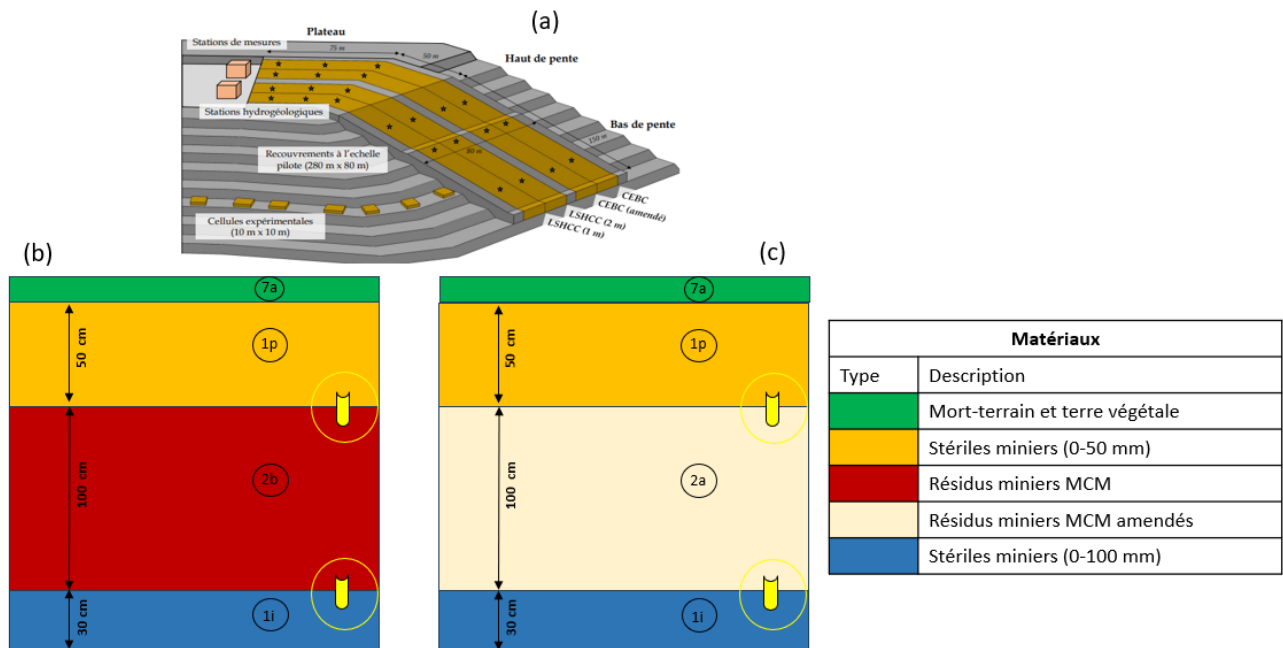


Figure 5.2: Schémas simplifié (a) et coupes transversales des recouvrements CEBC (b) et CEBC amendée (c) à l'échelle pilote instrumentés par des lysimètres de succion, tiré de Canadian Malartic (2020).

Les échantillons d'eau prélevés à l'aide des lysimètres de succion ont été envoyés au laboratoire pour analyser la qualité des eaux interstitielles. Les résultats obtenus ont été comparés aux lixiviats recueillis à la base des colonnes en laboratoire, et cette comparaison est présentée dans la section 5.2.2.

5.2.2 La comparaison de la qualité de l'eau à différentes échelles

Les compositions chimiques des eaux de lixiviat des colonnes et des cellules de terrain des deux CEBC, avec et sans amendement, ont été déterminées et comparées (Fig. 5.2). Afin de mieux comprendre l'effet de l'échelle, les éléments suivants sont présentés : pH, Ca, SO₄, Na, K, Zn, alcalinité et conductivité. Les valeurs de pH de la CEBC non amendée en laboratoire restent relativement stables autour de 7,5-8, tandis que celles de la cellule de terrain fluctuent légèrement entre 7 et 8. Pour la CEBC amendée, les résultats en laboratoire montrent un pH plus élevé, autour de 8, similaire à celui observé sur le terrain. Les concentrations de sulfates varient entre 500 et 1500 mg/L dans la CEBC non amendée en laboratoire, et entre 400 et 1300 mg/L sur le terrain. Pour la CEBC amendée dans la colonne, les concentrations de sulfates commencent autour de 2000 mg/L et diminuent à environ 900 mg/L. Les valeurs sur le terrain varient du même ordre, fluctuant entre 2200 et 1000 mg/L. Les concentrations de calcium dans la colonne de la CEBC non amendée varient entre 700 et 250 mg/L, tandis que sur le terrain, elles varient entre 600-200 mg/L. Dans la colonne amendée, les concentrations de calcium varient entre 700 et 500 mg/L alors que sur le terrain, elles restent stables autour de 650-500 mg/L. Les concentrations de sodium dans la colonne de la CEBC non amendée varient entre 50 et 10 mg/L, tandis que sur le terrain, elles restent relativement stables entre 45 et 5 mg/L. Dans la colonne amendée, les concentrations de sodium varient entre 31 et 11 mg/L, et sur le terrain, elles varient entre 380 et 16 mg/L. Les concentrations de potassium dans la colonne de la CEBC non amendée varient entre 90 et 30 mg/L, tandis que sur le terrain, elles restent relativement stables autour de 60-20 mg/L. Dans la colonne amendée, les concentrations de potassium varient entre 140 et 50 mg/L, et sur le terrain, elles restent autour de 190-50 mg/L. Les concentrations de zinc dans la colonne de la CEBC non amendée commencent à 0,7 mg/L et diminuent progressivement à 0,02 mg/L, tandis que sur le terrain, elles varient entre 0,02 et 0,001 mg/L. Dans la colonne amendée, les concentrations de zinc varient entre 0,1 et 0,01 mg/L, et sur le terrain, elles restent autour de 0,01 mg/L.

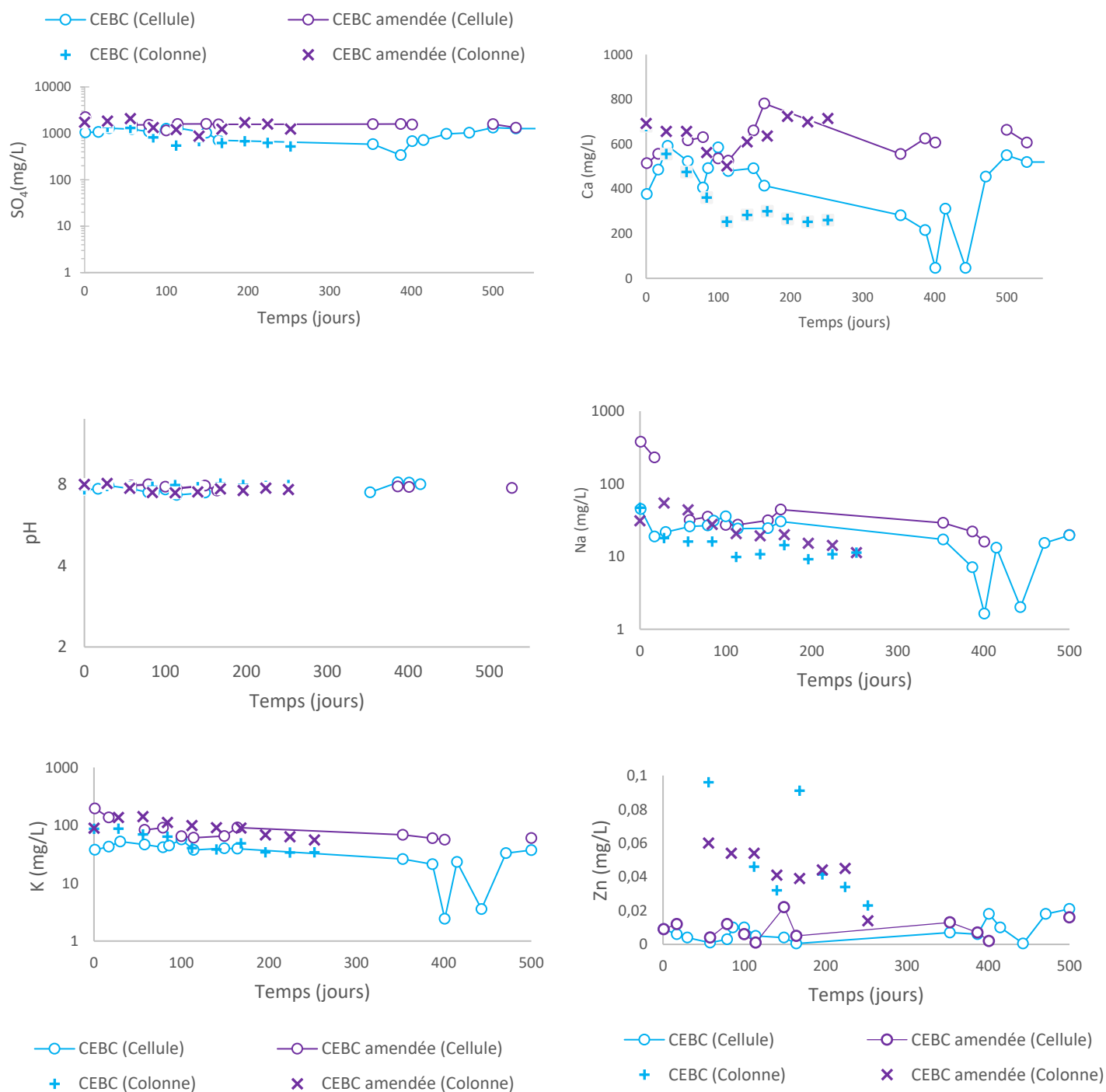


Figure 5.3: Comparaison des éléments (pH, Ca, SO₄, Na, K et Zn) mesurés dans les lixiviats au laboratoire et in situ

Les valeurs d'alcalinité des lixiviats in situ varient entre 220 et 140 mg CaCO₃/L dans la CEBC non amendée, ce qui est plus élevé que celles mesurées en laboratoire (comprises entre 70 et 110

mg CaCO_3/L). Pour la CEBC amendée, les valeurs d'alcalinité des lixiviats in situ fluctuent entre 240 et 102 mg CaCO_3/L , également supérieures à celles mesurées en laboratoire (entre 122 et 60 mg CaCO_3/L). Cette différence entre les conditions in situ et en laboratoire suggère une dissolution plus importante des carbonates présents dans les matériaux de recouvrement sur le terrain par rapport à celle observée en laboratoire.

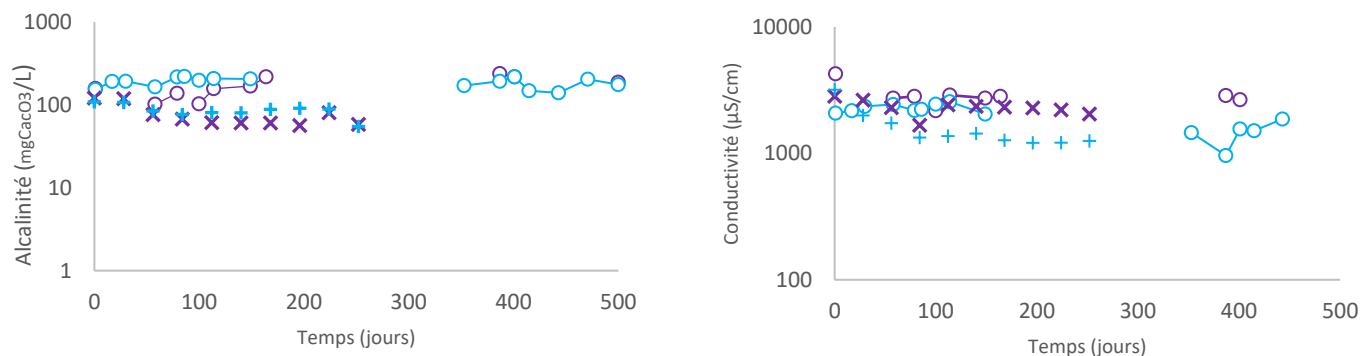


Figure 5.4: Comparaison de l'alcalinité et la conductivité mesurés dans les lixiviats au laboratoire et in situ.

5.3 L'effet de l'échelle sur les résultats

Les différences entre les concentrations des lixiviats à petite échelle (colonne de laboratoire) et à grande échelle (cellule de terrain) peuvent être attribuées à divers facteurs liés aux conditions expérimentales, aux propriétés des matériaux et aux processus physico-chimiques. À l'échelle du laboratoire, le flux d'eau est généralement plus contrôlé et uniforme, ce qui permet une lixiviation plus efficace des éléments chimiques contenu dans les matériaux, tandis qu'à grande échelle, les flux hydriques sont plus variables en raison de facteurs tels que les précipitations irrégulières, les infiltrations lentes et l'évaporation, limitant ainsi la mobilité des métaux tels que le zinc. De plus, les matériaux dans une cellule de terrain sont souvent plus hétérogènes, ce qui peut créer des zones où le comportement du recouvrement est différent. Le rapport surface-volume dans une colonne de laboratoire est également plus élevé, et l'on force l'écoulement vertical, ce qui n'est pas le cas sur le terrain. Cela étant dit, les résultats et tendances observées au laboratoire et sur le terrain sont très

similaires. Cela signifie que des essais en colonne du type de ceux réalisés dans cette étude peuvent donner un bon aperçu du comportement réel, à tout le moins à court terme.

5.4 Calculs d'équilibres thermodynamiques

Des calculs thermodynamiques ont été réalisés sur le lixiviat des colonnes témoins et des colonnes CEBC en utilisant Visual MINTEQ (Gustafsson, 2011), et l'indice de saturation (IS) du gypse a été déterminé (par exemple, Alpers et Nordstrom 1999). La modélisation géochimique avec Visual MINTEQ, présentée dans la figure 5.4, indique que dans les résidus à faible teneur en soufre (T), l'IS du gypse commence à 0 et reste légèrement sous-saturé ($IS \approx -0,2$ à $-0,5$) au cours des 140 premiers jours, suggérant une précipitation limitée de gypse. Au bout de 252 jours, l'IS atteint un équilibre ($IS \approx 0$). Dans les résidus amendés, l'ajout d'un amendement calcaire accélère la stabilisation et l'IS reste proche de 0 ($IS \approx -0,2$ à 0) entre 28 et 140 jours. À 252 jours, la colonne TA atteint l'équilibre plus rapidement que la colonne T. Dans les colonnes CEBC, la CEBC avec les résidus seuls (CEBC-TL) restent sous-saturés sur toute la durée de l'expérience, reflétant une précipitation de gypse limitée malgré une légère augmentation du IS avec le temps. À l'inverse, la CEBC avec les résidus amendés (CEBC-TLA) présentent un IS stable et proche de l'équilibre tout au long de l'expérience.

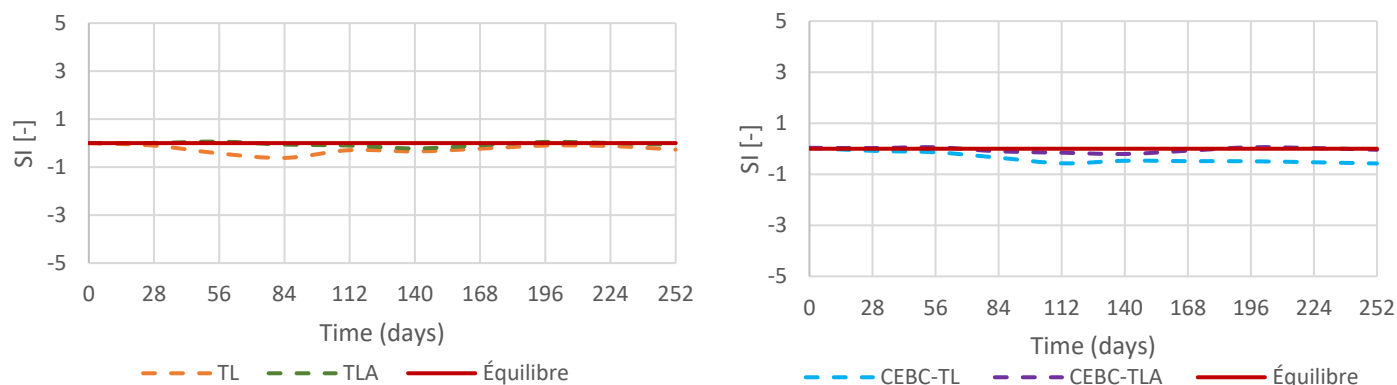


Figure 5.5: Indices de saturation du gypse calculés par Visual MINTEQ pour les colonnes C1, C2, C3 et C4

Le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) est un minéral clé pour le contrôle des concentrations de sulfate et de calcium dans les systèmes de résidus miniers, en raison de son rôle dans les processus de précipitation/dissolution. La précipitation du gypse est souvent déclenchée lorsque les concentrations de calcium et de sulfate dépassent la solubilité de ce minéral, ce qui agit comme un mécanisme de régulation naturelle pour éviter des concentrations excessives de ces ions dans les lixiviats (Alpers et Nordstrom, 1999). Ce processus est particulièrement pertinent dans les résidus riches en sulfures, où l'oxydation des sulfures génère des sulfates, pouvant provoquer une acidification et une élévation des concentrations ioniques.

L'ajout de calcaire (CaCO_3) dans les résidus peut augmenter la disponibilité du calcium, favorisant ainsi la précipitation du gypse et contribuant à une meilleure stabilisation géochimique (Aubertin et al., 2002). Cela permet non seulement de réduire les concentrations en sulfate dans les eaux de drainage, mais également de réduire la solubilité de contaminants, tels que les métaux lourds, qui peuvent co-précipiter avec le gypse (Bussière et al., 2007).

Cependant, la dissolution du gypse peut être un problème dans les cycles de mouillage - drainage, entraînant une augmentation temporaire des concentrations en calcium et en sulfate dans les lixiviats (Sverdrup, 1990). Des simulations avec des modèles comme VMINTEQ ou MIN3P permettent de mieux comprendre ces dynamiques en fonction des conditions environnementales, montrant que les résidus amendés stabilisent plus efficacement les concentrations ioniques par rapport aux résidus non amendés, grâce à la disponibilité de calcium et la précipitation de gypse (Gustafsson, 2011).

5.5 Limites de l'étude

L'objectif de ce projet de recherche était d'évaluer la possibilité de contrôler le comportement hydrogéochimique des résidus de la mine Canadian Malartic à l'aide d'une CEBC constitué des matériaux miniers de la mine Canadian Malartic, et d'évaluer si un amendement de résidus miniers avec le calcaire permettrait d'améliorer la performance à un niveau suffisant. Cependant, certaines limites pour ce type d'étude peuvent être identifiées. Les essais en colonnes ne reflètent pas parfaitement les conditions à l'échelle du terrain. Les variations climatiques et les interactions à grande échelle peuvent différer considérablement. Les essais en laboratoire sont souvent plus courts que les temps nécessaires pour observer certains processus à long terme, comme la dissolution lente de quelques minéraux silicatés. Les colonnes de laboratoire supposent une

répartition homogène des matériaux, ce qui peut ne pas refléter l'hétérogénéité réelle des résidus miniers sur le terrain. Les essais en colonne peuvent sous-estimer les effets de l'activité bactérienne sur les processus géochimiques. Dans cette étude, la configuration qui a été utilisée est une configuration simple de trois matériaux, alors que la configuration sur terrain à Canadian Malartic est plus complexe avec une couche de mort-terrain par-dessus la couche de bris capillaire du haut. Dans cette étude au laboratoire, on s'est concentré sur le comportement hydrogéochimique de la CEBC, sans mettre les résidus réactifs en bas, ce qui aurait pu nous permettre de statuer sur la performance du système à contrôler la contamination des rejets réactifs, et non pas seulement des rejets constituant la CEBC. Les simulations hydrogéochimiques basées sur les essais en colonnes nécessitent des hypothèses simplificatrices (par exemple, l'équilibre instantané, les propriétés homogènes). Ces hypothèses peuvent ne pas refléter les conditions réelles. Les conditions climatiques locales, comme des précipitations extrêmes ou des périodes de sécheresse prolongée, peuvent limiter l'efficacité de la CEBC sur le terrain. Des analyses de sensibilité des paramètres pour évaluer l'incertitude associée aux simulations hydrogéochimiques pourrait être effectuées pour mieux comprendre le modèle. Des scénarios de changements climatiques pourraient être pris en compte pour prédire la performance des CEBC sous diverses conditions.

CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusions

6.1.1 Rappel du contexte et de l'objectif de l'étude

La valorisation des matériaux miniers pour la construction des couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) est une stratégie clé pour améliorer la gestion des résidus et stériles tout en réduisant les impacts environnementaux associés aux sites miniers. Le maintien des résidus utilisés comme couche de rétention d'humidité à un degré de saturation élevé permet de contrôler les flux d'oxygène à travers la CEBC, ce qui permet de contrôler la génération du DMA. Toutefois, ces matériaux que l'on souhaite réutiliser doivent être caractérisés à court et à long terme afin de s'assurer qu'ils seront stables chimiquement et qu'ils ne généreront pas du drainage minier acide (DMA). Dans l'éventualité où les matériaux poseraient un risque de générer du DMA, l'ajout de calcaire ou d'autres amendements alcalins aux résidus pourrait permettre d'augmenter leur ratio AP/NP et neutraliser leur potentiel acidifiant. Cette approche intégrée de valorisation non seulement remplace les matériaux conventionnels coûteux, comme le silt, argile ou le gravier, mais contribue également à réduire le volume de résidus stockés en surface. En favorisant l'utilisation des matériaux disponibles sur site, cette méthode réduit l'empreinte environnementale, optimise les coûts de restauration, tout en contribuant à la stabilité à long terme des installations de gestion des résidus.

L'objectif de ce projet était d'évaluer la possibilité d'utiliser des résidus de la mine Canadian Malartic ($\approx 1\%$ de soufre) comme CRH (avec $Sr > 85\%$) dans une CEBC, malgré un RPN < 2 . L'étude évalue également le risque que la CEBC elle-même génère à long terme des contaminants. De plus, l'étude examine l'ajout de calcaire aux résidus miniers comme moyen d'augmenter leur RPN à 3, que ce soit en tant que CRH dans une CEBC ou non. Ce projet de recherche s'inspire d'une étude de cas réel, celle de la mine Canadian Malartic (CM). Deux approches méthodologiques sont utilisées pour atteindre les objectifs de l'étude : l'utilisation de modèles physiques (des colonnes au laboratoire) et de modèles de transport réactifs à l'aide du code numérique MIN3P.

De façon plus spécifique, l'approche scientifique de dans la présente étude peut être subdivisée en quatre étapes:

- La caractérisation des propriétés physiques, hydrogéologiques, chimiques et minéralogiques des différents matériaux testés.
- La réalisation d'essais en colonnes au laboratoire pour étudier le comportement géochimique à court terme des matériaux utilisés seuls ou intégrés dans une CEBC.
- La modélisation du transport réactif à l'aide du modèle MIN3P des matériaux qu'ils soient utilisés seuls ou dans une CEBC et finalement la prédiction des résultats calibrés sur 500 ans.

Les principales conclusions tirées de chacune de ces étapes sont décrites dans les sections suivantes.

6.1.2 Propriétés des matériaux

Les échantillons de résidus et de roches stériles sont caractérisés par des propriétés physiques et hydrogéologiques similaires à celles trouvées dans la littérature et sont appropriées pour être utilisées comme matériaux d'une CEBC. Les travaux de caractérisation des matériaux de la mine Canadian Malartic (MCM) montrent que les roches stériles sont potentiellement non génératrices d'acide avec un RPN de 5,4, tandis que les résidus contiennent 1% de soufre avec un potentiel incertain de génération d'acide (RPN de 1,2). L'ajout d'un amendement calcaire a permis de déplacer les résidus dans la zone non potentiellement génératrice d'acide, en augmentant leur RPN à 3,4.

6.1.3 Les essais en colonne

Des essais en colonne ont été menés en laboratoire pour évaluer le comportement hydrogéochimique à court terme des roches stériles, des résidus et des résidus amendés, utilisés seuls ou intégrés comme matériaux de construction dans une CEBC. Ces essais visent à évaluer les performances hydrogéochimiques des configurations testées en appliquant dix cycles de mouillage-drainage, chacun d'une durée de 28 jours. Les résultats hydrogéologiques et géochimiques obtenus lors des essais en colonne ont ensuite été utilisés pour calibrer le modèle numérique. Les résultats des essais en colonne ont démontré la capacité des résidus et des résidus

amendés à maintenir un degré de saturation élevé ($S_r > 85 \%$) lorsqu'ils sont utilisés comme couche de rétention d'humidité dans une CEBC. Ce comportement limite efficacement la diffusion de l'oxygène, réduisant ainsi le risque de génération de drainage minier acide (DMA) et diminuant la mobilité des contaminants. L'ensemble des colonnes testées n'ont pas montré de problème majeur de contamination des eaux. Les eaux provenant des colonnes avec CEBC ont des concentrations plus faibles que les colonnes de rejets seuls. La colonne de rejet CM seul a montré des concentrations en zinc qui sont parfois près des limites réglementaires.

6.1.4 La modélisation du transport réactif

Les modèles géochimiques ont été calibrés à partir des résultats des essais en colonne. Un certain nombre de problèmes numériques et d'instabilités du code ont été rencontrés, et des hypothèses simplificatrices se sont avérées nécessaires.

L'objectif était de valider la capacité du modèle conceptuel à l'aide du code MIN3P à représenter efficacement et simuler des mécanismes géochimiques clés dans des résidus à faible teneur en soufre, résidus amendés, CEBC avec les résidus seuls et CEBC avec les résidus amendés. Les principales conclusions tirées de cette étape sont les suivantes:

- Les modèles de transport réactif ont pu, une fois calibrés, reproduire le comportement géochimique des cinq scénarios testés au laboratoire.
- La simulation numérique à long terme (500 ans) montre que les résidus contenant seulement 1% de pyrite peuvent produire un drainage minier acide (DMA) lorsqu'ils sont exposés à des conditions de laboratoire.
- L'amendement des résidus à faible réactivité avec du calcaire permet de stabiliser le pH à des valeurs neutres et contrôler la génération du DMA à long terme.
- L'utilisation de résidus à faible teneur en soufre comme CRH dans une CEBC favorise des conditions hydrogéologiques qui réduisent la réactivité des minéraux sulfureux et la génération d'acidité ($\text{pH} > 6$).
- L'ajout d'amendement dans les résidus à faible teneur en soufre permet de limiter le risque de génération de DMA à long terme.

- L'utilisation de résidus amendés comme CRH dans une CEBC est le scénario le plus efficace pour réduire le risque de production de DMA. La saturation élevée réduit l'oxygène disponible pour l'oxydation de la pyrite, et le calcaire neutralise tout acide généré, garantissant un pH neutre et stable à long terme.

6.2 Recommandations

Les travaux réalisés dans ce projet ont permis d'évaluer le comportement hydrogéochimique de résidus et résidus amendés seuls et utilisés comme une couche de rétention d'humidité dans une CEBC. Même si les résultats se sont avérés prometteurs dans la plupart des composantes de l'étude, des investigations supplémentaires seraient requises pour mieux comprendre certains aspects soulevés dans ce projet de maîtrise et pour améliorer l'efficacité des scénarios de recouvrement évalués dans cette étude :

- Des modélisations de transport réactif en 2D devraient être réalisées sur des cellules de terrain, en intégrant le bilan hydrique réel ainsi que les processus complexes à grande échelle. Cela permettra de mieux valider le scénario optimal proposé dans des conditions réalistes.
- Des analyses minéralogiques approfondies, notamment par microsonde électronique, doivent être réalisées pour identifier les sources potentielles de certains contaminants, tels que le zinc, dont les concentrations se rapprochent des seuils établis par la Directive 019. Ces investigations sont particulièrement cruciales dans les matériaux individuels, où le zinc pourrait représenter une source de contamination à pH neutre, augmentant ainsi le risque de génération de drainage neutre contaminé.
- Des analyses par MEB et microscope optique (MO) sur des échantillons post-démantèlement pourraient être réalisées pour mieux identifier les précipités secondaires.
- Ce projet s'est concentré uniquement sur l'évaluation de la CEBC sans inclure de stériles réactifs en couche inférieure. Il est recommandé de réaliser des essais et des simulations numériques pour analyser la performance de la CEBC en intégrant des stériles réactifs en base.

- Cette étude se concentrait sur la partie plane de la CEBC et n'a pas pris en compte l'effet de la pente sur l'écoulement et, par conséquent, sur les processus géochimiques. Il est recommandé de réaliser des simulations numériques en intégrant l'impact de la pente pour une évaluation plus complète.
- Des recherches supplémentaires pourraient être menées pour évaluer l'impact de la végétation sur le comportement hydrogéologique en conditions planes et inclinées.

RÉFÉRENCES

- Aachib, M., Aubertin, M. et Chapuis, R. (1993). Études En Laboratoire De La Performance Des Barrières De Recouvrement Constituées De Rejets Miniers Pour Limiter Le Drainage Minier Acide-Un État De La Question.
- Aachib, M., Aubertin, M. et Chapuis, R. (1994). Column Tests Investigation of Milling Wastes Properties Used to Build Cover Systems. Dans. Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh.
- Aachib, M., Aubertin, M. et Mbonimpa, M. (2002). Laboratory Measurements and Predictive Equations for Gas Diffusion Coefficient of Unsaturated Soils. Dans. Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical and Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Speciality Conference, Ottawa.
- Aachib, M., Mbonimpa, M. et Aubertin, M. (2004). Measurement and Prediction of the Oxygen Diffusion Coefficient in Unsaturated Media, with Applications to Soil Covers. *Water, air, and soil pollution*, 156(1), 163-193.
- Akindunni, F. F., Gillham, R. et Nicholson, R. (1991). Numerical Simulations to Investigate Moisture-Retention Characteristics in the Design of Oxygen-Limiting Covers for Reactive Mine Tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 28(3), 446-451.
- Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Abichou, T., McDonald, E. V., Tyler, S. W. et Rock, S. A. (2006). Field Performance of a Compacted Clay Landfill Final Cover at a Humid Site. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 132(11), 1393-1403.
- Allison, J., Brown, D. et Novo-Gradac, K. (1991). Minteqa2/Prodefa2, a Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0. *USEPA, Athens*, 77.
- Almeida, E. L. d., Teixeira, A. d. S., Silva Filho, F. C. d., Assis Júnior, R. N. d. et Leão, R. A. d. O. (2015). Filter Paper Method for the Determination of the Soil Water Retention Curve. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 39, 1344-1352.
- Alpers, C. N. et Nordstrom, D. K. (1999). Geochemical Modeling of Water-Rock Interactions in Mining Environments.
- Appelo, C. A. J. et Postma, D. (2004). *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. CRC press.
- Arya, L. M., Leij, F. J., van Genuchten, M. T. et Shouse, P. J. (1999). Scaling Parameter to Predict the Soil Water Characteristic from Particle-Size Distribution Data. *Soil science society of America journal*, 63(3), 510-519.
- Arya, L. M. et 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(6), 1023-1030.
- ASTM. (2006). *Standard Test Method for Permeability of Granular Soils (Constant Head)*. ASTM International.
- ASTM. (2012). Standard Test Methods for Specifie Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer. In *Astm Annual Cds of Standards*, American Society for Testing and Materials (Astm), West Conshohocken, Pa.

- ASTM. (2016a). Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter.
- ASTM, D. (2008). Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using a Hanging Column, Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, and/or Centrifuge. *D6836*.
- Aubertin, Bussière et Bernier. (2002). *Environnement Et Gestion Des Rejets Miniers*. Presses Internationales Polytechnique.
- Aubertin, Mbonimpa, M. et Dagenais, A. (2000). Nouvelles Procédures D'essais De Diffusion Et De Consommation D'oxygène: Applications Au Site Lta, Malartic, Québec. *Document prepared for Golder Associates (unpublished). École Polytechnique de Montréal*.
- Aubertin, M., Aachib, M. et Authier, K. (2000). Evaluation of Diffusive Gas Flux through Covers with a Gcl. *Geotextiles and Geomembranes*, 18(2-4), 215-233.
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A., Bussière, B. et Chapuis, R. (1999). Étude De Laboratoire Sur L'efficacité De Recouvrements Construits À Partir De Résidus Miniers. *Rapport MEND/NEDEM*, 2.
- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R. et Crespo, J. (1996). Une Modélisation Numérique Des Écoulements Non Saturés Dans Des Couvertures Multicouches En Sols. *Hydrogéologie (Orléans)*, (1), 3-14.
- Aubertin, M., Bussière, B. et Bernier, L. (2002). Environnement Et Gestion Des Résidus Miniers Presses Internationales Polytechnique. *Manuel sur cédérom*.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A., Gagnon, D., Barbera, J., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R. et Bernier, L. (1999). Étude Sur Les Barrières Sèches Construites À Partir Des Résidus Miniers.–Phase II: Essais En Place. *MEND/NEDEM Report*, 2.
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M. et Mbonimpa, M. (2016). Review of the Reclamation Techniques for Acid-Generating Mine Wastes Upon Closure of Disposal Sites. Dans *Geo-Chicago 2016* (p. 343-358).
- Aubertin, M. et Chapuis, R. (1991). Considérations Hydro-Géotechniques Pour L'entreposage Des Résidus Miniers Dans Le Nord-Ouest Du Québec. Dans. *Proceedings of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Montreal, MEND/Canmet.
- Aubertin, M., Chapuis, R., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J. et Tremblay, L. (1995). Évaluation En Laboratoire De Barrières Sèches Construites À Partir De Résidus Miniers, Mend Report 2.22. 2a. *CANMET, Ottawa, Ont.*
- Aubertin, M., Chapuis, R., Bussière, B. et Aachib, M. (1993). Propriétés Des Résidus Miniers Utilisés Comme Matériau De Recouvrement Pour Limiter Le Drainage Minier Acide (Dma). Dans. *Géologie et confinement des déchets toxiques* (Montpellier, 8-11 juin 1993. volume 1).
- Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S., Bussière, B., Molson, J. et Chapuis, R. (2009). Analyses of Water Diversion Along Inclined Covers with Capillary Barrier Effects. *Canadian Geotechnical Journal*, 46(10), 1146-1164.
- Aubertin, M. et Mbonimpa, M. (2001). Diffusion of Oxygen through a Pulp and Paper Residue Barrier: Discussion. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(3), 658-660.

- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B. et Chapuis, R. (2003). A Model to Predict the Water Retention Curve from Basic Geotechnical Properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6), 1104-1122.
- Aubertin, M., Ricard, J.-F. et Chapuis, R. P. (1998). A Predictive Model for the Water Retention Curve: Application to Tailings from Hard-Rock Mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35(1), 55-69.
- Awoh, A. S., Mbonimpa, M. et Bussière, B. (2013). Field Study of the Chemical and Physical Stability of Highly Sulphide-Rich Tailings Stored under a Shallow Water Cover. *Mine water and the environment*, 32(1), 42.
- Ball, J. W. et Nordstrom, D. K. (1991). *User's Manual for Wateq4f, with Revised Thermodynamic Data Base and Text Cases for Calculating Speciation of Major, Trace, and Redox Elements in Natural Waters* (publication n° 2331-1258).
- Barbour, S. L. (1990). Reduction of Acid Generation in Mine Tailings through the Use of Moisture-Retaining Cover Layers as Oxygen Barriers: Discussion. *Canadian Geotechnical Journal*, 27(3), 398-401.
- Benner, S., Gould, W. et Blowes, D. (2000). Microbial Populations Associated with the Generation and Treatment of Acid Mine Drainage. *Chemical Geology*, 169(3-4), 435-448.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A.-M. et Archambault, M. (2004). Kinetic Tests Comparison and Interpretation for Prediction of the Joutel Tailings Acid Generation Potential. *Environmental geology*, 46, 1086-1101.
- Blowes, D. et Ptacek, C. (1994). *Acid-Neutralization Mechanisms in Inactive Mine Tailings*. National Water Research Institute.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jamboor, J., Weisner, C., Paktunc, D., Gould, W. et Johnson, D. (2013). The Geochemistry of Acid Mine Drainage. Dans *Treatise on Geochemistry* (p. 131-190). Elsevier Science.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J. et Weisener, C. (2003). The Geochemistry of Acid Mine Drainage. *Treatise on geochemistry*, 9, 612.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J. et Weisener, C. (2005). The Geochemistry of Acid Mine. *Environ. Geochem*, 9, 149.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J., Weisener, C., Paktunc, D., Gould, W. et Johnson, D. (2014). The Geochemistry of Acid Mine Drainage. *Treatise on Geochemistry. Holland and Turekian (Eds)*, 11, 131-190.
- Blowes, D., Ptacek, C. et Jurjovec, J. (2003). Mill Tailings: Hydrogeology and Geochemistry. *Environmental aspects of mine wastes*, 31, 95-116.
- Blowes, D. W. et Jambor, J. L. (1990). The Pore-Water Geochemistry and the Mineralogy of the Vadose Zone of Sulfide Tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. *Applied geochemistry*, 5(3), 327-346.
- Blowes, D. W., Jambor, J. L., Hanton-Fong, C. J., Lortie, L. et Gould, W. D. (1998). Geochemical, Mineralogical and Microbiological Characterization of a Sulphide-Bearing Carbonate-Rich Gold-Mine Tailings Impoundment, Joutel, Québec. *Applied geochemistry*, 13(6), 687-705.

- Blowes, D. W. et Ptacek, C. J. (1994). *Acid-Neutralization Mechanisms in Inactive Mine Tailings*. National Water Research Institute.
- Blowes, D. W., Reardon, E. J., Jambor, J. L. et Cherry, J. A. (1991). The Formation and Potential Importance of Cemented Layers in Inactive Sulfide Mine Tailings. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55(4), 965-978.
- Bonnissel-Gissingier, P., Alnot, M., Ehrhardt, J.-J. et Behra, P. (1998). Surface Oxidation of Pyrite as a Function of Ph. *Environmental Science & Technology*, 32(19), 2839-2845.
- Bossé, B., Bussiere, B., Hakkou, R., Maqsoud, A. et Benzaazoua, M. (2013). Assessment of Phosphate Limestone Wastes as a Component of a Store-and-Release Cover in a Semiarid Climate. *Mine water and the environment*, 32(2), 152.
- Boulanger-Martel, V. (2019). *Évaluation De La Performance De Recouvrements Miniers Pour Contrôler Le Drainage Minier Acide En Climat Arctique*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Bouzahzah, H. (2013). *Modification Et Amélioration Des Tests Statiques Et Cinétiques Pour Une Prédiction Fiable Du Drainage Minier Acide* [Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Burdine, N. (1953). Relative Permeability Calculations from Pore Size Distribution Data. *Journal of Petroleum Technology*, 5(03), 71-78.
- Bussière, B. (1999). *Étude Du Comportement Hydrique De Couvertures Avec Effets De Barrières Capillaires Inclinaées À L'aide De Modélisations Physiques Et Numériques*. École Polytechnique de Montréal.
- Bussiere, B., Aubertin, M., Chapuis, R. et Aachib, M. (2000). The Use of Low Sulphide Tailings as the Moisture Retaining Layer in Engineered Cover Systems to Prevent Amd.
- Bussière, B., Aubertin, M. et Chapuis, R. P. (1997). Écoulement Non Saturé À Travers Les Couvertures Avec Effets De Barrière Capillaire, Cebc: Modélisation Physique Et Numérique Avec Application Au Drainage Minier Acide.
- Bussière, B., Aubertin, M. et Chapuis, R. P. (2003). The Behavior of Inclined Covers Used as Oxygen Barriers. *Canadian geotechnical journal*, 40(3), 512-535.
- Bussière, B., Aubertin, M. et Julien, M. (2001). Couvertures Avec 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. et Chapuis, R. P. (2007). Field Experimental Cells to Evaluate the Hydrogeological Behaviour of Oxygen Barriers Made of Silty Materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M. et Mbonimpa, M. (2004). A Laboratory Study of Covers Made of Low-Sulphide Tailings to Prevent Acid Mine Drainage. *Environmental geology*, 45(5), 609-622.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Kongolo, M. et Aubertin, M. (2002). Intégration De La Désulfuration Dans La Restauration Des Sites Miniers Générateurs De Dma. Dans. Proceedings of the Symposium sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, The Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum.

- Bussière, B., Lelièvre, J., Ouellet, J. et Bois, D. (1995). Utilisation De Résidus Miniers Désulfurés Comme Recouvrement Pour Prévenir Le Dma: Analyse Technico-Économique Sur Deux Cas Réels. Dans. *Proceedings of Sudbury'95, Conference on Mining and the Environment*, Ed. Hynes TP & Blanchette MC, Sudbury, Ontario.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J. et Julien, M. (2006). Performance of the Oxygen Limiting Cover at the Lta Site. *Malartic, Quebec*.
- Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Maqsoud, A. et Cyr, J. (2009). Restauration Du Site Minier Lorraine, Latulipe, Québec: Résultats De 10 Ans De Suivi. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 49-64.
- Chapuis, R. P. et Aubertin, M. (2003). On the Use of the Kozeny Carman Equation to Predict the Hydraulic Conductivity of Soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 616-628.
- Chapuis, R. P. et Aubertin, M. (2003). *Predicting the Coefficient of Permeability of Soils Using the Kozeny-Carman Equation*. École polytechnique de Montréal Montréal.
- Chapuis, R. P., Masse, I., Madinier, B. et Aubertin, M. (2006). Essai De Drainage En Colonne Pour Obtenir Les Propriétés Non Saturées De Matériaux Grossiers. *59th CGC and 7th Joint CGS*, 905-912.
- Childs, E. C. et Collis-George, N. (1950). The Permeability of Porous Materials. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences*, 201(1066), 392-405.
- Chopard, A., Plante, B., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H. et Marion, P. (2017). Geochemical Investigation of the Galvanic Effects during Oxidation of Pyrite and Base-Metals Sulfides. *Chemosphere*, 166, 281-291.
- Collin, M. et 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*.
- Collin, M. et Rasmuson, A. (1988). A Comparison of Gas Diffusivity Models for Unsaturated Porous Media. *Soil Science Society of America Journal*, 52(6), 1559-1565.
- Dagenais, A.-M. (2005). *Techniques De Contrôle Du Drainage Minier Acide Basées Sur Les Effets Capillaires* [École Polytechnique de Montréal].
- Dane, J. H. et Topp, C. G. (2020). *Methods of Soil Analysis, Part 4: Physical Methods* (vol. 20). John Wiley & Sons.
- Davis, G. et Ritchie, A. (1986). A Model of Oxidation in Pyritic Mine Wastes: Part 1 Equations and Approximate Solution. *Applied mathematical modelling*, 10(5), 314-322.
- De Souza, S., Dubé, B., Mercier-Langevin, P., McNicoll, V., Dupuis, C. et Kjarsgaard, I. (2019). Hydrothermal Alteration Mineralogy and Geochemistry of the Archean World-Class Canadian Malartic Disseminated-Stockwork Gold Deposit, Southern Abitibi Greenstone Belt, Quebec, Canada. *Economic Geology*, 114(6), 1057-1094.
- De, S. S., Perrouy, S., Dubé, B., Mercier-Langevin, P., Linnen, R. L. et Olivo, G. R. (2020). Metallogeny of the Neoarchean Malartic Gold Camp, Québec, Canada.

- Delage, P. et Cui, Y.-J. (2000). L'eau Dans Les Sols Non Saturés. *Extrait de la collection, Techniques de l'ingénieur C, 301*, 1-20.
- Demers, I. (2008). *Performance D'une Barrière À L'oxygène Constituée De Résidus Miniers Faiblement Sulfureux Pour Contrôler La Production De Drainage Minier Acide* [Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M. et 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., Bussiere, B., Mbonimpa, M. et Benzaazoua, M. (2009). Oxygen Diffusion and Consumption in Low-Sulphide Tailings Covers. *Canadian geotechnical journal*, 46(4), 454-469.
- Demers, I., Molson, J., Bussière, B. et Laflamme, D. (2013). Numerical Modeling of Contaminated Neutral Drainage from a Waste-Rock Field Test Cell. *Applied Geochemistry*, 33, 346-356.
- Demers, I. et Pabst, T. (2021). Covers with Capillary Barrier Effects. *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage*, 167.
- Dimech, A. (2023). *Application De La Tomographie De Résistivité Électrique Pour La Surveillance De La Teneur En Eau Volumique Dans Les Ouvrages De Restauration Minière* [Polytechnique Montréal].
- Dimech, A., Chouteau, M., Aubertin, M., Bussière, B., Martin, V. et Plante, B. (2019). Three-Dimensional Time-Lapse Geoelectrical Monitoring of Water Infiltration in an Experimental Mine Waste Rock Pile. *Vadose Zone Journal*, 18(1), 1-19.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., Reardon, E. et Tibble, R. (1994). Evaluation of Sulphide Oxidation Rates: A Laboratory Study Comparing Oxygen Fluxes and Rates of Oxidation Product Release. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(3), 375-383.
- Ethier, M.-P. (2018). *Évaluation De La Performance D'un Système De Recouvrement Monocouche Avec Nappe Surélevée Pour La Restauration D'un Parc À Résidus Miniers Abandonné* [Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Fala, O., Molson, J., Aubertin, M. et Bussière, B. (2005). Numerical Modelling of Flow and Capillary Barrier Effects in Unsaturated Waste Rock Piles. *Mine water and the environment*, 24, 172-185.
- Fetter, C. W. (2018). *Applied Hydrogeology*. Waveland Press.
- Fetter, C. W., Boving, T. et Creamer, D. (2017). *Contaminant Hydrogeology*. Waveland Press.
- Fredlund, D., Rahardjo, H. et Fredlund, M. (2012). Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice.
- Fredlund, D. G. (2006). Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 132(3), 286-321.
- Fredlund, D. G. et Rahardjo, H. (1993). *Soil Mechanics for Unsaturated Soils*. John Wiley & Sons.
- Fredlund, D. G. et Xing, A. (1994). Equations for the Soil-Water Characteristic Curve. *Canadian geotechnical journal*, 31(4), 521-532.

- Fredlund, M. D., Wilson, G. W. et Fredlund, D. G. (2002). Use of the Grain-Size Distribution for Estimation of the Soil-Water Characteristic Curve. *Canadian geotechnical journal*, 39(5), 1103-1117.
- Frind, E. et Molson, J. (1994). Modelling of Mill-Tailings Impoundments. *Environmental Geochemistry of Sulphide Mine-Wastes*, 22, 19-58.
- Goldhaber, M. B. (1983). Experimental Study of Metastable Sulfur Oxyanion Formation during Pyrite Oxidation at Ph 6-9 and 30 Degrees C. *American Journal of Science*, 283(3), 193-217.
- Gosselin, M. (2007). *Étude De L'influence Des Caractéristiques Hydrogéochimiques Des Résidus Miniers Réactifs Sur La Diffusion Et La Consommation De L'oxygène*. École Polytechnique de Montréal.
- Gould, W. et Kapoor, A. (2003). The Microbiology of Acid Mine Drainage. *Environmental aspects of mine wastes*, 31, 203-226.
- Graupner, T., Kassahun, A., Rammlmair, D., Meima, J. A., Kock, D., Furche, M., Fiege, A., Schippers, A. et Melcher, F. (2007). Formation of Sequences of Cemented Layers and Hardpans within Sulfide-Bearing Mine Tailings (Mine District Freiberg, Germany). *Applied Geochemistry*, 22(11), 2486-2508.
- Gustafsson, J. (2004). Visual Minteq V 2.30. *Swedish Royal Institute of Technology (KTH)*.
- Gustafsson, J. P. (2011). Visual Minteq 3.0 User Guide. *KTH, Department of Land and Water Resources, Stockholm, Sweden*, 550.
- Hamdi, J. (2011). *Mesures Expérimentales Des Concentrations En Oxygène Sur Le Terrain Et Modélisation Numérique Pour Évaluer Le Flux De Diffusion Dans La Couverture Du Site Minier Lta* [École Polytechnique de Montréal].
- Harries, J. et Ritchie, A. (1981). The Use of Temperature Profiles to Estimate the Pyritic Oxidation Rate in a Waste Rock Dump from an Opencut Mine. *Water, air, and soil pollution*, 15, 405-423.
- Haverkamp, R. et Parlange, J.-Y. (1986). Predicting the Water-Retention Curve from Particle-Size Distribution: 1. Sandy Soils without Organic Matter: 1. *Soil science*, 142(6), 325-339.
- Hillel, D. (1980). *Fundamentals of Soil Physics* (publication n° 0123485606).
- Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations*. Academic Press, Waltham.
- Holmström, H., Ljungberg, J. et Öhlander, B. (1999). Role of Carbonates in Mitigation of Metal Release from Mining Waste. Evidence from Humidity Cells Tests. *Environmental geology*, 37, 267-280.
- Jambor, J. (1994). Chapter 3, Mineralogy of Sulfide-Rich Tailings and Their Oxidation Products. *Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes. Mineralogical Association of Canada, Nepean*.
- Jambor, J., Dutrizac, J., Groat, L. et Raudsepp, M. (2002). Static Tests of Neutralization Potentials of Silicate and Aluminosilicate Minerals. *Environmental geology*, 43, 1-17.

- Jambor, J. L., Blowes, D. W. et Ptacek, C. J. (2000). Mineralogy of Mine Wastes and Strategies for Remediation.
- Jaynes, D., Rogowski, A. et Pionke, H. (1984). Acid Mine Drainage from Reclaimed Coal Strip Mines 1. Model Description. *Water resources research*, 20(2), 233-242.
- Jurjovec, J., Ptacek, C. J. et 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.
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B. et Demers, I. (2020). Hydrogeochemical Behavior of Reclaimed Highly Reactive Tailings, Part 1: Characterization of Reclamation Materials. *Minerals*, 10(7), 596.
- Kalonji-Kabambi, A., Demers, I. et Bussière, B. (2020). Reactive Transport Modeling of the Geochemical Behavior of Highly Reactive Tailings in Different Environmental Conditions. *Applied Geochemistry*, 122, 104761.
- Kalonji, A. K. (2014). *Étude Du Comportement Hydrogéologique De Couvertures Avec Effet De Barrière Capillaire Faites Entirement De Matériaux Miniers* [École Polytechnique de Montréal].
- Kalonji, A. K. (2020). *Évaluation Du Comportement Hydrogéologique Et Géochimique De Recouvrements Faits De Matériaux Miniers Pour Contrôler La Contamination Provenant De Résidus Miniers Fortement Réactifs* [Polytechnique Montréal].
- Kalonji Kabambi, A., Bussière, B. et Demers, I. (2017). Hydrogeological Behaviour of Covers with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35(3), 1199-1220.
- Klute, A., & Dirksen, C. . (1986). Hydraulic Conductivity and Diffusivity: Laboratory Methods. *Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical methods*, 5, 687-734.
- L-Bolduc, F. (2012). *Une Étude Sur L'utilisation Des Roches Stériles Comme Inclusions Drainantes Dans Les Résidus Miniers* [École Polytechnique de Montréal].
- Larochelle, C. G. (2018). *Utilisation De Stériles Générateurs D'acide Comme Couche De Bris Capillaire Dans Une Couverture Avec Effets De Barrière Capillaire*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Larochelle, C. G., Bussière, B. et Pabst, T. (2019). Acid-Generating Waste Rocks as Capillary Break Layers in Covers with Capillary Barrier Effects for Mine Site Reclamation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230, 1-16.
- Lavoie-Deraspe, J. (2019). *Étude Du Comportement Hydrogéologique De Couvertures Avec Effets De Barrière Capillaire Sur Une Halde À Stériles De Grande Dimension*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J. et 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.
- Lessard, F. (2018). *Évaluation Des Couvertures Isolantes Avec Effets De Barrière Capillaire Faites De Résidus Désulfurés Afin De Contrôler Le Drainage Minier Acide En Conditions Nordiques*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).

- Levenspiel, O. (1998). *Chemical Reaction Engineering*. John Wiley & Sons.
- Lichtner, P. C. (1996). Continuum Formulation of Multicomponent-Multiphase Reactive Transport. *Reviews in Mineralogy*, 34, 1-82.
- Lim, J., Sylvain, K., Pabst, T. et Chung, E. (2024). Effect of Waste Rock Particle Size on Acid Mine Drainage Generation: Practical Implications for Reactive Transport Modeling. *Journal of Contaminant Hydrology*, 267, 104427.
- Lindsay, M. B., Condon, P. D., Jambor, J. L., Lear, K. G., Blowes, D. W. et Ptacek, C. J. (2009). Mineralogical, Geochemical, and Microbial Investigation of a Sulfide-Rich Tailings Deposit Characterized by Neutral Drainage. *Applied geochemistry*, 24(12), 2212-2221.
- Lindsay, M. B., Moncur, M. C., Bain, J. G., Jambor, J. L., Ptacek, C. J. et Blowes, D. W. (2015). Geochemical and Mineralogical Aspects of Sulfide Mine Tailings. *Applied geochemistry*, 57, 157-177.
- Lindsay, M. B., Wakeman, K. D., Rowe, O. F., Grail, B. M., Ptacek, C. J., Blowes, D. W. et Johnson, D. B. (2011). Microbiology and Geochemistry of Mine Tailings Amended with Organic Carbon for Passive Treatment of Pore Water. *Geomicrobiology Journal*, 28(3), 229-241.
- Maqsoud, A., Bussière, B. et Mbonimpa, M. (2021). Low Saturated Hydraulic Conductivity Covers. *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*; Bussière, B., Guittonny, M., Eds, 93-113.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Aubertin, M. et Wilson, W. (2007). Instrumentation and Monitoring Techniques for Oxygen Barrier Covers Used to Control Acid Mine Drainage. Dans. Mining Industry Conference, CIM, Montréal CD-rom.
- Marinho, F., Take, W. et Tarantino, A. (2008). Measurement of Matric Suction Using Tensiometric and Axis Translation Techniques. *Geotechnical and Geological Engineering*, 26(6), 615-631.
- Mayer, K. (2000). Min3p V1.0 User Guide. *University of Waterloo, Department of Earth Sciences*, 26(00).
- Mayer, K., Amos, R., Molins, S. et Gerard, F. (2012). Reactive Transport Modeling in Variably Saturated Media with Min3p: Basic Model Formulation and Model Enhancements. *Groundwater reactive transport models*, 26, 186-211.
- Mayer, K., Benner, S., Blowes, D. et Frind, E. (1999). The Reactive Transport Model Min3p: Application to Acid Mine Drainage Generation and Treatment-Nickel Rim Mine Site, Sudbury, Ontario. *Mining and Environment*, 1, 145-154.
- Mayer, K. U. (1999). A Numerical Model for Multicomponent Reactive Transport in Variably Saturated Porous Media.
- Mayer, K. U., Frind, E. O. et Blowes, D. W. (2002). Multicomponent Reactive Transport Modeling in Variably Saturated Porous Media Using a Generalized Formulation for Kinetically Controlled Reactions. *Water Resources Research*, 38(9), 13-11-13-21.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. et Bussière, B. (2003). Diffusion and Consumption of Oxygen in Unsaturated Cover Materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5), 916-932.

- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B. et Aachib, M. (2002). Oxygen Diffusion and Consumption in Unsaturated Cover Materials.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B. et Julien, M. (2000). Procedures Et Interpretation Des Essais De Diffusion Et De Consommation D'oxygene En Laboratoire Et in Situ.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. et Bussière, B. (2000). Développement De Fonctions Hydriques Utilisant Les Propriétés Géotechniques De Base. Dans. Proceedings, 1st Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 53rd Canadian Geotechnical Conference, Montreal, Quebec, Canada.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P. et Bussière, B. (2002). Practical Pedotransfer Functions for Estimating the Saturated Hydraulic Conductivity. *Geotechnical & Geological Engineering*, 20, 235-259.
- Mbonimpa, M., Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Maqsoud, A. (2021). Water, Gas, and Heat Movement in Cover Materials. *Hard Rock Mine Reclamation. From Prediction to Management of Acid Mine Drainage; Bussière, B., Guittony, M., Eds.*
- McGregor, R. et Blowes, D. (2002). The Physical, Chemical and Mineralogical Properties of Three Cemented Layers within Sulfide-Bearing Mine Tailings. *Journal of geochemical exploration*, 76(3), 195-207.
- MEND. (2001b). Evaluation of Man-Made Subaqueous Disposal Option as a Method of Controlling Oxidation of Sulfide Minerals: Column Studies. *MEND report 2.12.1e. CANMET, Ottawa, Canada*, , 112p.
- MEND. (2009). *Report 1.20.1 Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials.*
- Merkel, B. J., Planer-Friedrich, B. et Nordstrom, D. K. (2005). Groundwater Geochemistry. A practical guide to modeling of natural and contaminated aquatic systems, 2.
- Merkus, H. G. (2009). *Particle Size Measurements: Fundamentals, Practice, Quality* (vol. 17). Springer Science & Business Media.
- Meslin, P.-Y., Adler, P. M. et Sabroux, J.-C. (2010). Diffusive Transport of Gases in Wet Porous Media. Application to Radon. *Soil Science Society of America Journal*, 74(6), 1871.
- Mills, A. (1999). The Role of Bacteria in Environmental Geochemistry. *The environmental geochemistry of mineral deposits. Reviews in Economic Geology, SEG, Littleton, CO. USA.(6A)*, 125-132.
- Molins, S., Svyatskiy, D., Xu, Z. et Moulton, J. D. (2020). A Reactive Transport Model for Integrated Surface-Subsurface Hydrology. Agu Fall Meeting Abstracts. Dans.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. et Benzaazoua, M. (2008). Geochemical Transport Modelling of Drainage from Experimental Mine Tailings Cells Covered by Capillary Barriers. *Applied Geochemistry*, 23(1), 1-24.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. et Joanes, A. (2004). Simulating Acid Mine Drainage through Mine Wastes Constructed with Capillary Barrier Covers. Dans. Proceedings of the 5th joint IAH-CNC and CGS groundwater specialty conference, 57th Canadian geotechnical conference, Québec City, Que.

- Molson, J., Fala, O., Aubertin, M. et Bussière, B. (2005). Numerical Simulations of Pyrite Oxidation and Acid Mine Drainage in Unsaturated Waste Rock Piles. *Journal of Contaminant Hydrology*, 78(4), 343-371.
- Moncur, M., Ptacek, C., Blowes, D. et Jambor, J. (2005). Release, Transport and Attenuation of Metals from an Old Tailings Impoundment. *Applied geochemistry*, 20(3), 639-659.
- Morel-Seytoux, H. (1992). The Capillary Barrier Effect at the Interface of Two Soil Layers with Some Contrast in Properties. Hydrowar Report 92.4. *Hydrology Days Publications*, 57, 94027-93926.
- Morin, K. A., Cherry, J. A., Dave, N. K., Lim, T. P. et Vivyurka, A. J. (1988). Migration of Acidic Groundwater Seepage from Uranium-Tailings Impoundments, 1. Field Study and Conceptual Hydrogeochemical Model. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2(4), 271-303.
- Morin, K. A. et 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.
- Moses, C. O., Nordstrom, D. K., Herman, J. S. et Mills, A. L. (1987). Aqueous Pyrite Oxidation by Dissolved Oxygen and by Ferric Iron. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 51(6), 1561-1571.
- Mualem, Y. (1976). A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. *Water Resources Research*, 12(3), 513-522.
- Nicholson, R. (1994). Chapter 6, Iron-Sulfide Oxidation Mechanisms, Laboratory Studies. *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Edited by DW Blowes and JL Jambor, 164-183.
- Nicholson, R. (2004). Overview of near Neutral Ph Drainage and Its Mitigation: Results of a Mend Study. Dans. MEND Ontario workshop, Sudbury, Canada.
- Nicholson, R. V. (1985). Pyrite Oxidation in Carbonate-Buffered Systems: Experimental Kinetics and Control by Oxygen Diffusion in a Porous Medium.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A. et 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.
- Nordstrom, D. K. (2000). Advances in the Hydrogeochemistry and Microbiology of Acid Mine Waters. *International Geology Review*, 42(6), 499-515.
- Nordstrom, D. K. (2003). Effects of Microbiological and Geochemical Interactions in Mine Drainage. *Environmental Aspects of Mine Wastes, Short Course Series*, 31, 227-238.
- Nordstrom, D. K. (2011). Hydrogeochemical Processes Governing the Origin, Transport and Fate of Major and Trace Elements from Mine Wastes and Mineralized Rock to Surface Waters. *Applied Geochemistry*, 26(11), 1777-1791.
- Nordstrom, D. K. et Alpers, C. N. (1997). Geochemistry of Acid Mine Waters.
- Nordstrom, D. K. et Alpers, C. N. (1999). Geochemistry of Acid Mine Waters. *The environmental geochemistry of mineral deposits*, 6(October), 133-160.
- O'kane, M., Wilson, G. et Barbour, S. (1998). Instrumentation and Monitoring of an Engineered Soil Cover System for Mine Waste Rock. *Canadian Geotechnical Journal*, 35(5), 828-846.

- Oleszczuk, R., Zając, E., Hewelke, E. et Wawer, K. (2018). Determination of Water Retention Characteristics of Organic Soils, Using the Indirect Filter–Paper Method. *Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus*, 17(2), 13.
- Ouangrawa, M. (2007). *Étude Expérimentale Et Analyse Numérique Des Facteurs Qui Influencent Le Comportement Hydro-Géochimique De Résidus Miniers Sulfureux Partiellement Saturés*. École Polytechnique de Montréal.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Zagury, G. et Bussière, B. (2005). An Evaluation of the Elevated Water Table Concept Using Laboratory Columns with Sulphidic Tailings. Dans. *Proceedings of Geosask (2005)*, 58th Canadian Geotechnical conference and 6th Joint IAHCNC,(2005), Saskatoon, SK.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J. W., Bussière, B. et Zagury, G. J. (2010). Preventing Acid Mine Drainage with an Elevated Water Table: Long-Term Column Experiments and Parameter Analysis. *Water, Air, & Soil Pollution*, 213, 437-458.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. et Zagury, G. (2009). Reactive Transport Modelling of Mine Tailings Columns with Capillarity-Induced High Water Saturation for Preventing Sulfide Oxidation. *Applied Geochemistry*, 24(7), 1312-1323.
- Pabst, T. (2011). *Étude Expérimentale Et Numérique Du Comportement Hydro-Géochimique De Recouvrements Placés Sur Des Résidus Sulfureux Partiellement Oxydés*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Pabst, T. (2021). Elevated Water Table with Monolayer Covers. *Hard Rock Mine Reclamation. From Prediction to Management of Acid Mine Drainage; Bussière, B., Guittonny, M., Eds.*
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B. et Molson, J. (2014). Column Tests to Characterise the Hydrogeochemical Response of Pre-Oxidised Acid-Generating Tailings with a Monolayer Cover. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225, 1-21.
- Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M. et Molson, J. (2018). Comparative Performance of Cover Systems to Prevent Acid Mine Drainage from Pre-Oxidized Tailings: A Numerical Hydro-Geochemical Assessment. *Journal of Contaminant Hydrology*, 214, 39-53.
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M. et Bussière, B. (2011). Physical and Geochemical Transport Modelling of Pre-Oxidised Acid-Generating Tailings with a Monolayer Cover. Dans. *Mine Closure 2011: Proceedings of the Sixth International Conference on Mine Closure*.
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M. et Bussière, B. (2017). Reactive Transport Modelling of the Hydro-Geochemical Behaviour of Partially Oxidized Acid-Generating Mine Tailings with a Monolayer Cover. *Applied Geochemistry*, 78, 219-233.
- Parkhurst, D. L. et Appelo, C. (1999). User's Guide to Phreeqc (Version 2): A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. *Water-resources investigations report*, 99(4259), 312.
- Peregoedova, A. (2012). *Étude Expérimentale Des Propriétés Hydrogéologiques Des Roches Stériles À Une Échelle Intermédiaire De Laboratoire* [École Polytechnique de Montréal].
- Plante, B., Schudel, G. et Benzaazoua, M. (2021). Generation of Acid Mine Drainage. Dans *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 1-20). CRC Press.

- Quispe, D., Pérez-López, R., Acero, P., Ayora, C., Nieto, J. M. et Tucoulou, R. (2013). Formation of a Hardpan in the Co-Disposal of Fly Ash and Sulfide Mine Tailings and Its Influence on the Generation of Acid Mine Drainage. *Chemical Geology*, 355, 45-55.
- Raymond, K. E., Seigneur, N., Su, D., Poaty, B., Plante, B., Bussière, B. et Mayer, K. U. (2020). Numerical Modeling of a Laboratory-Scale Waste Rock Pile Featuring an Engineered Cover System. *Minerals*, 10(8), 652.
- Ricard, J., Aubertin, M., Firlotte, F., Knapp, R., McMullen, J. et Julien, M. (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 4th international conference on acid rock drainage, Vancouver, BC.
- Ricard, J., Aubertin, M., Pelletier, P., Poirier, P. et McMullen, J. (1999). Performance of a Dry Cover Made of Tailings for the Closure of Les Terrains Aurifères Site, Malartic, Québec, Canada. Dans. Proceedings Sudbury.
- Richards, L. A. (1931). Capillary Conduction of Liquids through Porous Mediums. *Physics*, 1(5), 318-333.
- Rimstidt, J. D., Chermak, J. A. et Gagen, P. M. (1994). Rates of Reaction of Galena, Sphalerite, Chalcopyrite, and Arsenopyrite with Fe (Iii) in Acidic Solutions. Dans. ACS Publications.
- Ritcey, G. M. (1989). Tailings Management.
- Ritchie, A. (1994). Sulfide Oxidation Mechanisms: Controls and Rates of Oxygen Transport. *The environmental geochemistry of sulfide mine wastes*, 201-245.
- Rowe, R., Booker, J. et Fraser, M. (1994). Pollutev6 and Pollute-Gui User's Guide. *GAEA Environmental Engineering Ltd., London*, 305p.
- Rüdiger, C., Western, A. W., Walker, J. P., Smith, A. B., Kalma, J. D. et Willgoose, G. R. (2010). Towards a General Equation for Frequency Domain Reflectometers. *Journal of hydrology*, 383(3-4), 319-329.
- Sallam, A., Jury, W. et Letey, J. (1984). Measurement of Gas Diffusion Coefficient under Relatively Low Air-Filled Porosity. *Soil Science Society of America Journal*, 48(1), 3-6.
- Sansfacon, R., Grant, M. et Trudel, P. (1987). *Geologie De La Mine Canadian Malartic: District De Val D'or*. Ministère de l'énergie et des ressources, Service de la géologie.
- Scharer, J. M., Nicholson, R. V., Halbert, B. et Snodgrass, W. J. (1994). A Computer Program to Assess Acid Generation in Pyritic Tailings. Dans. ACS symposium series.
- Seigneur, N., Vriens, B., Beckie, R. et Mayer, K. (2021). Reactive Transport Modelling to Investigate Multi-Scale Waste Rock Weathering Processes. *Journal of Contaminant Hydrology*, 236, 103752.
- Singer, P. C. et Stumm, W. (1970). Acidic Mine Drainage: The Rate-Determining Step. *Science*, 167(3921), 1121-1123.
- Sparks, D. L. (2013). *Kinetics of Soil Chemical Processes*. Academic Press.
- SRK. (1989). Draft Acid Rock Drainage. Technical Guide. *British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report, Prepared by Steffen, Robertson, Kirsten in Association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering, Vol. 1.*

- Steeffel, C. I., Appelo, C. A. J., Arora, B., Jacques, D., Kalbacher, T., Kolditz, O., Lagneau, V., Lichtner, P., Mayer, K. U. et Meeussen, J. (2015). Reactive Transport Codes for Subsurface Environmental Simulation. *Computational Geosciences*, 19, 445-478.
- Steeffel, C. I. et Lasaga, A. C. (1994). A Coupled Model for Transport of Multiple Chemical Species and Kinetic Precipitation/Dissolution Reactions with Application to Reactive Flow in Single Phase Hydrothermal Systems. *American Journal of science*, 294(5), 529-592.
- Sverdrup, H. U. (1990). The Kinetics of Base Cation Release Due to Chemical Weathering.
- Tang, A.-M. et Cui, Y.-J. (2005). Controlling Suction by the Vapour Equilibrium Technique at Different Temperatures and Its Application in Determining the Water Retention Properties of Mx80 Clay. *Canadian geotechnical journal*, 42(1), 287-296.
- van Genuchten, M. T. (1980). A Closed-Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil science society of America journal*, 44(5), 892-898.
- Vriens, B., Seigneur, N., Mayer, K. U. et Beckie, R. D. (2020). Scale Dependence of Effective Geochemical Rates in Weathering Mine Waste Rock. *Journal of Contaminant Hydrology*, 234, 103699.
- Williams, P. J. (1982). *The Surface of the Earth: An Introduction to Geotechnical Science*. Longman London.
- Wilson, D., Amos, R. T., Blowes, D. W., Langman, J. B., Ptacek, C. J., Smith, L. et Sego, D. C. (2018). Diavik Waste Rock Project: A Conceptual Model for Temperature and Sulfide-Content Dependent Geochemical Evolution of Waste Rock–Laboratory Scale. *Applied geochemistry*, 89, 160-172.
- Yanful, E. K. (1993). Oxygen Diffusion through Soil Covers on Sulphidic Mine Tailings. *Journal of Geotechnical Engineering*, 119(8), 1207-1228.
- Yanful, E. K., Bell, A. V. et Woyshner, M. R. (1993). Design of a Composite Soil Cover for an Experimental Waste Rock Pile near Newcastle, New Brunswick, Canada. *Canadian Geotechnical Journal*, 30(4), 578-587.
- Yanful, E. K., Simms, P. H. et Payant, S. C. (1999). Soil Covers for Controlling Acid Generation in Mine Tailings: A Laboratory Evaluation of the Physics and Geochemistry. *Water, air, and soil pollution*, 114, 347-375.
- Yeh, G. et Tripathi, V. (1989). A Critical Evaluation of Recent Developments in Hydrogeochemical Transport Models of Reactive Multichemical Components. *Water resources research*, 25(1), 93-108.
- Yi, X., Su, D., Bussière, B. et Mayer, K. U. (2021). Thermal-Hydrological-Chemical Modeling of a Covered Waste Rock Pile in a Permafrost Region. *Minerals*, 11(6), 565.
- Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, K. et McMullen, J. (2001). Capillary Cover Design for Leach Pad Closure. *SME Transaction*, 310, 104-110.

Annexe A compilation des projets de recherche menés sur les CEBC construites en matériaux miniers

Tableau A-6.1: Compilation des principaux projets de recherche sur des CEBC construites par des matériaux miniers (modifié de Kalonji-kabambi, 2020)

Contexte de l'étude	Matériaux	Résultats	Références
Comportement hydrogéologique des résidus fins non réactifs (Bevcon (BE), Senator (SE), Sigma (SI), Manitou Barvu (MB)) utilisés pour la conception des couvertures multicouches avec effet de barrière capillaire. Essais en colonnes de drainage.	-Sable -résidus fins non réactifs -Sable	La construction des barrières à l'aide des résidus miniers non réactifs ont montré une performance contre la migration de l'oxygène et la production de DMA et ont permis une réduction perceptible des coûts de restauration.	(Aachib et al., 1993; Aachib et al., 1994)
Évaluation en laboratoire des barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Comportement hydrique Comportement géochimique Rapport NEDEM 2.22.2a- 2.22.2b-2.22.2c (Phase I et II). -Modélisation physique (Essais en colonnes) -Modélisation numérique -Essais in situ	Sable Résidus non réactifs Sable	-La possibilité de concevoir une CEBC à partir de rejets de concentrateur non-générateurs de DMA lorsqu'ils sont utilisés correctement comme CRH, cela crée une barrière à l'oxygène qui réduit considérablement l'oxydation des minéraux sulfureux présents dans les résidus réactifs situés sous la couverture multicouche.	(Aubertin et al., 1995; Aubertin et al., 1999; Aubertin et al., 1999)

Tableau A-6.1: Compilation des principaux projets de recherche sur des CEBC construites par des matériaux miniers (modifié de Kalonji-kabambi, 2020). (suite)

Contexte de l'étude	Matériaux	Résultats	Références
Évaluation de l'utilisation de résidus à faible teneur en sulfure dans la couverture avec effet de barrière capillaire.	Couche de sable (20 cm épaisseur) Couche de résidus à faible teneur en soufre (50 cm d'épaisseur) Couche de sable (30 cm d'épaisseur).	L'utilisation de résidus non générateurs d'acide comme couche de rétention d'humidité est une méthode efficace pour limiter le flux d'oxygène et la production de DMA.	(Bussiere et al., 2000)
Une étude en laboratoire de couvertures constituées de résidus à faible teneur en sulfure pour prévenir le DMA. -Essais en colonnes -Simulation hydrogéochimique	Sable (0.3 m épaisseur) Résidus à faible teneur en sulfure (0.6 m épaisseur) Sable (0.4 m épaisseur)	La mise en place d'une CCBE composé de résidus à faible teneur en sulfure comme couche de rétention d'humidité sur des résidus générateurs d'acide a permis de : -Réduire la quantité de sulfates dans l'eau interstitielle. -Maintenir un pH proche de la neutralité -Réduire de manière significative la disponibilité de l'oxygène pour les résidus sulfureux sous la couverture.	(Bussière et al., 2004)

Tableau A-6.1: Compilation des principaux projets de recherche sur des CEBC construites par des matériaux miniers (modifié de Kalonji-kabambi, 2020). (suite)

Contexte de l'étude	Matériaux	Résultats	Références
Performance d'une CEBC construite de résidus miniers non réactifs pour la fermeture du site Les Terrains Aurifères (LTA)- Malartic. Suivi hydrogéochimique. Suivi in situ de la consommation d'oxygène	Couche de matériaux à gros grain 0.3m Couche de rétention d'humidité (0,8 m de résidus alcalins non générateurs d'acide Couche de matériaux à gros grain (0.5 épaisseur)	Les résidus sont maintenus saturés (environ >85%). Les résultats ont montré que les résidus non générateurs d'acide ont les propriétés hydrogéotechniques adéquates pour être utilisés comme couche de rétention d'humidité dans une CEBC.	(Ricard et al., 1999; Hamdi, 2011)
Comportements hydrogéochimiques des résidus miniers dans les couvertures avec effets de barrières capillaires Cellule expérimentale in situ. Modélisation transport -réactif		La modélisation par transport réactif a montré que les barrières capillaires sont efficaces pour réduire l'oxydation des sulfures et limiter le drainage minier acide	(Aubertin et al., 1999; Molson et al., 2004; Molson et al., 2008)

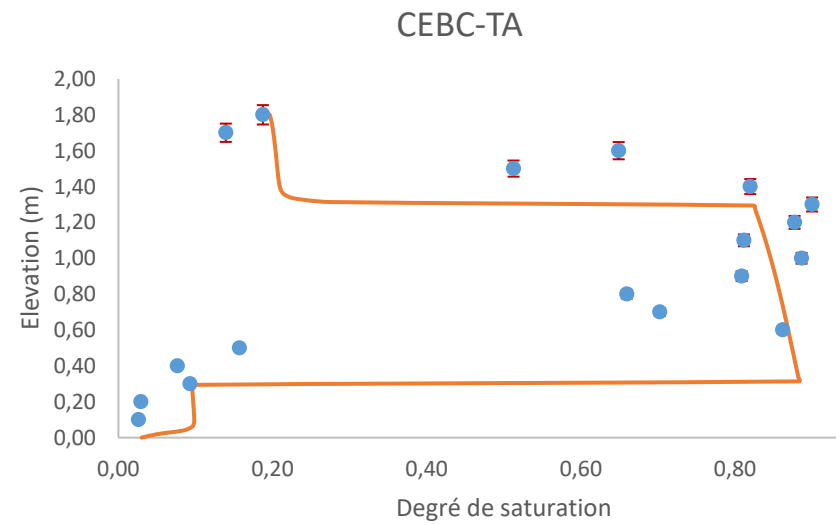
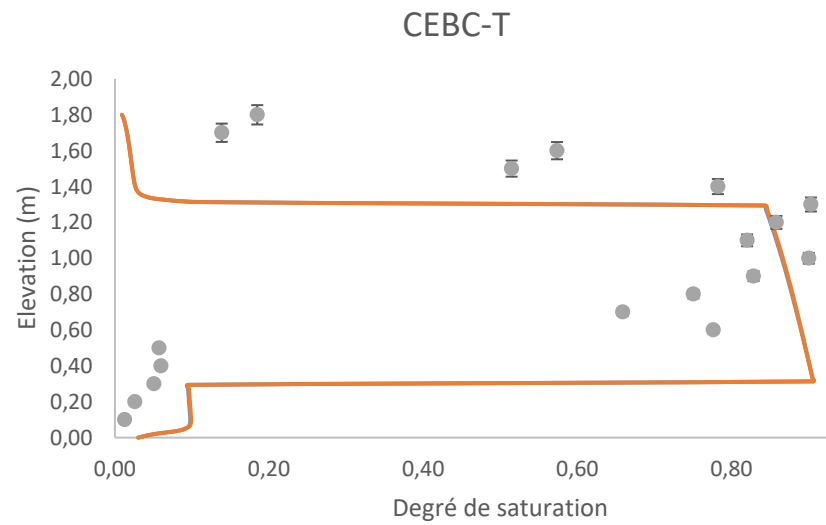
Tableau A-6.1: Compilation des principaux projets de recherche sur des CEBC construites par des matériaux miniers (modifié de Kalonji-kabambi, 2020). (suite)

Contexte de l'étude	Matériaux	Résultats	Références
Évaluation du comportement hydrogéologique d'une CEBC construite à partir de rejets miniers : -Essais en colonnes au laboratoire -Modélisation hydrogéologique	Stériles non générateurs d'acide (0.3m) Rejets de concentrateur désulfureux (0.5m). Stériles non générateurs d'acide (0.4m)	Les stériles de taille réduite (0-20 mm et 0-50 mm) peuvent être utilisés avec succès dans une CEBC pour limiter la migration de l'oxygène et la production de DMA qui en découle.	(Kalonji, 2014)
Évaluation de la performance de stériles générateurs d'acide utilisés comme couche de bris capillaire du bas dans une couverture avec effets de barrière capillaire : -Essais en colonnes au laboratoire - Suivi hydrogéologique - Suivi de la qualité du lixiviat	Stériles générateurs d'acide Résidus désulfureux	L'étude a démontré l'efficacité de l'utilisation des stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire du bas.	(Kalonji Kabambi et al., 2017; Larochelle et al., 2019)
Évaluation des couvertures isolantes avec effets de barrière capillaire faites de résidus désulfureux afin de contrôler le drainage minier acide en Climats nordiques	Résidus désulfureux Stériles miniers non générateurs d'acide	Les résultats ont confirmé l'efficacité des configurations de couvertures testées comme barrière à l'oxygène et à contrôler l'oxydation des sulfures	(Lessard, 2018; Boulanger-Martel, 2019)

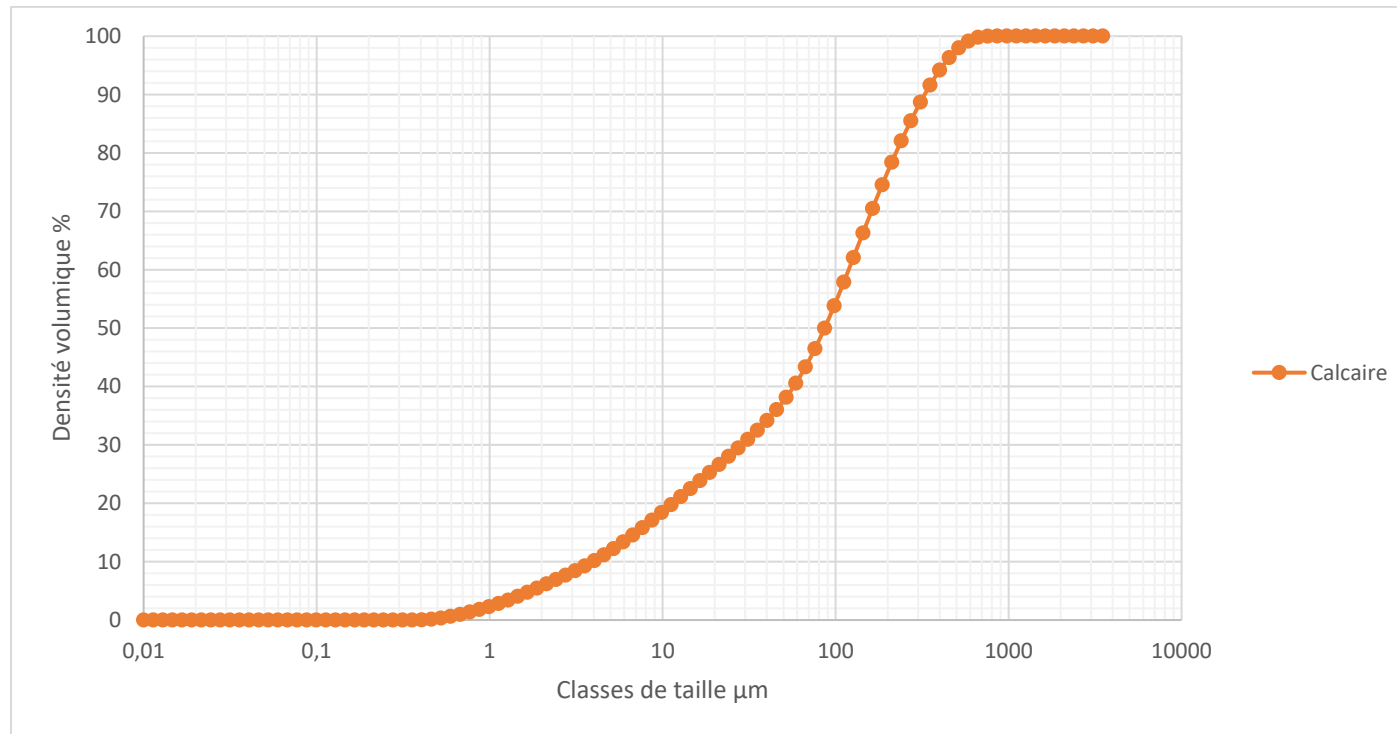
Tableau A-6.1: Compilation des principaux projets de recherche sur des CEBC construites par des matériaux miniers (modifié de Kalonji-kabambi, 2020). (suite)

Contexte de l'étude	Matériaux	Résultats	Références
L'efficacité d'une CEBC comme technique de restauration de la surface horizontale d'une halde à stériles miniers -modèles physiques à échelle intermédiaire sur le terrain -simulations numériques.	Stériles miniers Résidus miniers	Les CEBC pourraient être efficaces pour diminuer à long terme la diffusion d'oxygène et ainsi contrôler la formation de DMA dans les stériles sous-jacents sur les zones planes de la halde à stériles.	(Lavoie-Deraspe, 2019)
Évaluation du comportement hydrogéochimique recouvrements faits de matériaux miniers pour contrôler le DMA. Essais en colonnes Modélisation hydrogéologique Modélisation transport-réactif	Résidus désulfureux non générateurs d'acide Stériles NPAG et PAG	La mise en place d'une CEBC constituée de matériaux miniers à l'échelle de laboratoire et de terrain serait efficace à réduire le flux d'oxygène et contrôler la génération de DMA provenant résidus hautement réactifs.	(Kalonji, 2020)

Annexe B résultats de démantèlement des colonnes CEBC



Annexe C Courbe granulométrique de l'amendement calcaire



Annexe D Analyse élémentaire de l'amendement calcaire par ICP AES et digestion par micro-onde

Analyse	µg/g	2500
Arsenic	µg/g	1,7
Barium	µg/g	12
Beryllium	µg/g	0,11
Bismuth	µg/g	< 0.09
Calcium	µg/g	360000
Cadmium	µg/g	< 0.02
Cobalt	µg/g	0,50
Chromium	µg/g	13
Copper	µg/g	1,4
Iron	µg/g	4600
Potassium	µg/g	1900
Lithium	µg/g	< 2
Magnesium	µg/g	20000
Manganese	µg/g	320
Molybdenum	µg/g	0,8
Sodium	µg/g	210
Nickel	µg/g	7,1
Lead	µg/g	7
Selenium	µg/g	< 0.1
Strontium	µg/g	230
Tellurium	µg/g	< 0.1
Titanium	µg/g	86
Thallium	µg/g	0,05
Uranium	µg/g	1,10
Vanadium	µg/g	5,9
Zinc	µg/g	2,4

Annexe E Résultats hydrogéologiques des essais en colonne des deux colonnes CEBC

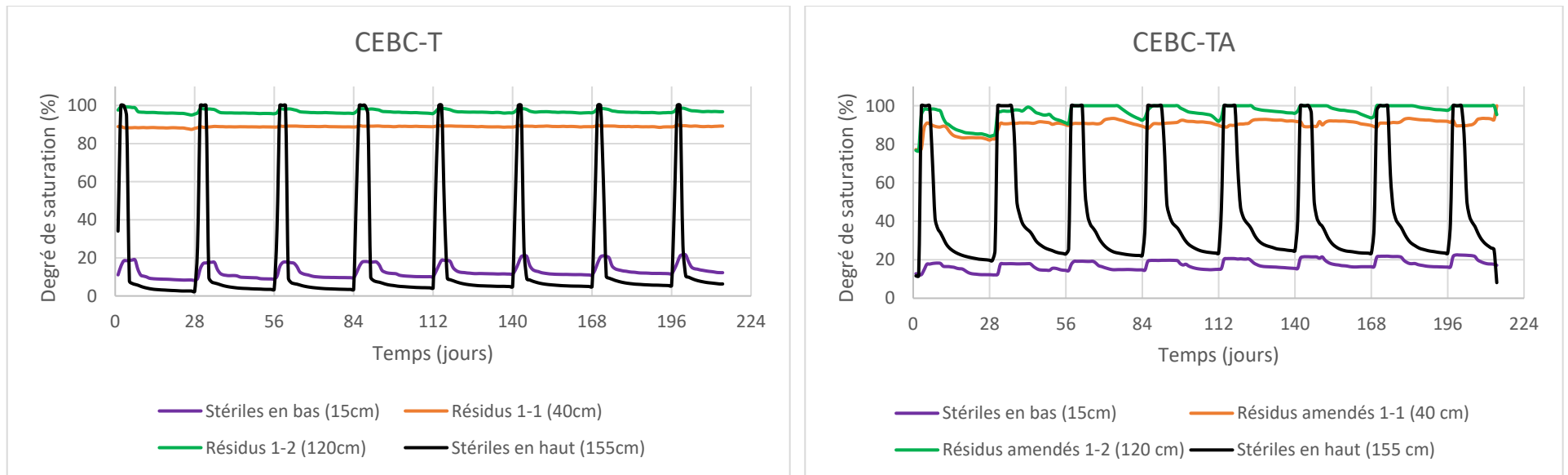


Figure E 1: Degrés de saturation mesurés dans les colonnes C4 et C5

Annexe F: Fiches d'évaluation des risques

UQAT INSTITUT DE RECHERCHE EN MINES ET EN ENVIRONNEMENT

FICHE D'ÉVALUATION DE RISQUES

URSTM

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Date : 20/05/2023

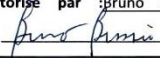
Début : 20/05/2023

Fin : 02/07/2023

Secteur de travail (chimie, géotechnique etc.) : Entrepôt

Personnes impliquées dans le travail : LAILA EL-AFFANI
Nadine Belkaid

Travail autorisé par : Bruno Bussière

Signature : 

Téléphone : 819-762-0971, poste: 2537

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

Risques	Mesures préventives à prendre	Personnel concerné
Homogénéisation de l'échantillon	glissade, blessure, chute	Port des EPIs
Séchage de l'échantillon à l'étuve	Respiration de la poussière	Mettre d'un masque anti-poussière
séparation de l'échantillon	Respiration de la poussière	port d'un masque anti-poussière
Mettre l'échantillon dans des tamis emboutés	blessure	port des EPIs, travailler attentivement
Utiliser un secoueur de tamis (Ro-tap)	Blessure, choc électrique	port des EPIs, travailler attentivement

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

Je suis en santé et disposé à travailler

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

J'ai bien compris les directives et les consignes

oui ☒ non ☐

oui ☒ non ☐

oui ☒ non ☐

UQATINSTITUT DE RECHERCHE EN
MINES ET EN ENVIRONNEMENT**FICHE D'ÉVALUATION DE RISQUES****URSTM****LABORATOIRE**

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Date : 28/07/2023LAÏLA EL AFFANI
Autres personnes (si applicable) :

Secteur de travail (chimie, géotechnique etc.)

Labo géotechniqueMesure K₁₅₂ (perméamètre à paroi rigide
à charge variable)**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
<u>Montage du perméamètre</u>	<u>huile, Blessure</u>	<u>Porter les EPIs, travailler</u>
<u>Compter l'échantillon</u>	<u>Eclaboussures d'eau déionisée avec vigilance</u>	
<u>Réaliser l'essai</u>	<u>Blessure, huile</u>	
<u>Démontage du perméamètre</u>	<u>Eclaboussures d'eau</u>	<u>Port des EPIs, travailler</u>
<u>Nettoyage</u>	<u>l'échantillon</u>	<u>attention</u>

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): Benoît Bussière Téléphone : 519-762-0971 poste 2537

Signature du superviseur :

Benoît Bussière

ENVIRONNEMENT DE TRAVAIL

Date : 27/07/2023

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 : Dr. LASLA ELAFFANE

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

UQATINSTITUT DE RECHERCHE EN
MINES ET EN ENVIRONNEMENT**FICHE D'ÉVALUATION DE RISQUES****URSTM****LABORATOIRE**

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Date : 24/07/2023

ELAFFANT LAILA

Autres personnes (si applicable) :

Secteur de travail (chimie, géotechnique etc.)
: D013 - REZANNE- Gravimètre Laser
- Mesure du G_s (pycnomètre)**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**

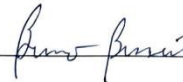
Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
Prélever l'échantillon	Blessures, perte d'échantillon	Porter EPIs - Etiquetage
peser l'échantillon		
Mettre l'échantillon dans l'appareil - prendre la mesure	Travail dans des positions contraignantes	Vigilance, Utiliser un espace dégagé
Remplacer l'échantillon	Blessure, perte d'échantillon	porter les EPIs, Etiquetage

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 ext 4537

Signature du superviseur :



ENVIRONNEMENT DE TRAVAIL

Date : 24/07/2023

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 : LASSA EL ASSANS

Signature URSTM (Responsable laboratoires, professionnels, techniciens):

UQATINSTITUT DE RECHERCHE EN
MINES ET EN ENVIRONNEMENT

FICHE D'ÉVALUATION DE RISQUES

URSTM

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Date : 28/07/2023

LALIA ELA FFANI

Autres personnes (si applicable) :

Julie Beaulieu

Secteur de travail (chimie, géotechnique etc.)

: chimie

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 ☐
 Hotte

PRÉALABLES AU TRAVAIL (chimie)

Produits chimiques utilisés (nommer SVP):

HNO₃ concentréAnalyse de fiches signalétiques.....oui ☒.....non ☐.....n/a ☐

IDENTIFICATION DES RISQUES LIÉS AUX TÂCHES

Tâches à réaliser	Risques	Mesures préventives
Préparation des tubes ICP	HNO ₃ concentré	Port d'EPIs
Acidification tube ICP-AES	Brûlure, Inhalation	Être vigilant
	Respiration de vapeur acide	Travailler sous la hotte, EPI
Analyse électro-chimique		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 Buschère Téléphone : 819-762-0971 poste : 2537

Signature du superviseur : _____

ENVIRONNEMENT DE TRAVAIL

Date : _____

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 : LAILA EL AFFANS 

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

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

Date : 20/07/2023

Laila El-affani

Secteur de travail (chimie, géotechnique
etc.) : Labo géotechnique

Autres personnes (si applicable):

CRE : Tempe cells

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
Montage tempe cells	chute ou glissade	porter les EPI/ Utiliser un espace dégagé
Saturation de l'échantillon	Éclaboussure de l'échantillon	Vérifier que la régulateur ne dépasse pas la surface
Vérification de la bonbonne d'azote (ouverture,branchement, changement) Implanter la cellule	Chute de la bonbonne,	Utilisation correcte des bouteilles de gaz
Démontage tempe cells et nettoyage	Chute, blessure	porter les EPIs nécessaires, travailler dans un espace propre avec surveillance et 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 2537

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 : LASLA EL AFFANI 

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

LABORATOIRE

Unité de recherche : URSTM

Principal exécutant :

LAILA EL-AFFANI

Date : _____

Autres personnes (si applicable) : _____

Secteur de travail (chimie, géotechnique etc.)
: D012Préparation échantillon solide pour
analyse chimique
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. Désagglomération et homogénéisation	Respiration de particules, Blessures	Port du masque et des EPI, Vigilance, Travail sous une hotte
2. Utilisation de la pulvérisette	Respiration de particules, Blessures, Chute	Port du masque et des EPI, Vigilance, Travail sous une hotte
3. Mise en sac pour analyse	Respiration de particules, Blessures	Port du masque et des EPI, Vigilance, Travail sous une hotte

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 : LAILA EL-AFFANI

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