

Titre: Comportement hydrogéologique de systèmes de recouvrement
Title: installés dans des cellules expérimentales de la mine Éléonore

Auteur: Suyanne Costa Silva
Author:

Date: 2024

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Costa Silva, S. (2024). Comportement hydrogéologique de systèmes de recouvrement installés dans des cellules expérimentales de la mine Éléonore
Citation: [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/61030/>

Document en libre accès dans PolyPublie Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/61030/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Bruno Bussière
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Comportement hydrogéologique de systèmes de recouvrement installés dans
des cellules expérimentales de la mine Éléonore**

SUYANNE COSTA SILVA

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Novembre 2024

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

**Comportement hydrogéologique de systèmes de recouvrement installés dans
des cellules expérimentales de la mine Éléonore**

présentée par **Suyanne COSTA SILVA**

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

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

Abdelkabir MAQSOUD, président

Bruno BUSSIÈRE, membre et directeur de recherche

François DUHAIME, membre externe

DÉDICACE

If I have seen further, it is by standing on the shoulders of Giants.

Isaac Newton, In a letter to Robert Hooke (1675).

À ma famille.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je voudrais souligner que c'est la section que je préfère parce qu'elle est capable de rendre visible l'invisible. Je commencerai donc par me remercier de ne pas avoir abandonné et d'être arrivé jusqu'ici. Félicitations, Suyanne.

Ce paragraphe est totalement lié au premier paragraphe, qui s'intitule **Pr Bruno Bussière**. Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon directeur de mon mémoire, Monsieur Bruno Bussière, pour son encadrement précieux et son accompagnement tout au long de cette recherche et j'ajoute également la Pre Marie Guittonny et le Philippe Bussière ici.

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements aux membres du jury pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant d'évaluer mon travail de recherche. Leur expertise, leur rigueur et leurs. Je remercie **M. Abdelkabir Maqsoud** et **M. François Duhaime**.

Je tiens à remercier **l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT)** et **Polytechnique Montréal** pour leur soutien et la bourse d'excellence, sans lesquels il n'aurait pas été possible de réaliser ce travail. Je tiens également à remercier le groupe de professeurs de l'**IRME** et l'Unité de recherche et de service en technologie minérale (**URSTM**). Un grand merci à vous !

Je tiens tout particulièrement à remercier **Akué-Sylvette Awoh** pour ses nombreuses conversations productives, ses conseils et ses éclaircissements, ainsi que pour avoir fourni les données nécessaires au projet, l'équipe du service informatique pour son aide dans les moments les plus urgents, ainsi que la ville de Rouyn-Noranda et les associations pour leur collaboration. **Je remercie tous mes amis et toutes mes amies** (*je ne citerai pas de noms, c'est un nombre indénombrable*) pour leur soutien émotionnel et leurs expériences partagées tout au long de cette période.

Je remercie le **Canada**, qui m'a apporté tant de joie depuis 2016, de UBC à Queen's University. Merci aux Drs **Dwayne Tannant, Wenbo Zheng, Simon Hesp, et Mina Hoofar**, ainsi qu'à mes amis de cette période. Un grand merci également au Dr **Fernando Lopez-Caballero**, de l'École Centrale Supélec (*j'étais une centralienne*), pour m'avoir invitée à collaborer à la recherche depuis 2017, et à l'Université Fédérale de Ceará au Brésil, en particulier le Dr **Rosiel Ferreira Leme** pour son soutien tout au long de mes études en génie civil. Un merci spécial à la **Dr Diana Azevedo**, vice-rectrice de l'UFC, source d'inspiration dans ma vie universitaire.

Enfin, mes derniers remerciements vont à la source de tout : **la famille**. Je m'en remets à ma famille, qui est la source de tout ce que je suis et qui m'inspire à rendre chaque jour un peu meilleur que le précédent. Je voudrais remercier ma famille, en particulier mes parents, pour tout l'amour et l'investissement affectif, social, éthique et financier qu'ils m'ont donné tout au long de ma vie, y compris toute la formation personnelle et professionnelle qui m'a permis d'arriver jusqu'ici. Mon père **Elísio Martins da Silva** (*in memoriam*), ma mère **Francisca Maria Costa Silva** et ma sœur **Maria Saskia Costa Silva**, Je voudrais également remercier Dr **Cleto Brasileiro Pontes** (*in memoriam*) pour ses conseils, son affection et son amour pendant 26 ans. J'ajoute également Cássia Dummar Pontes, Ana Flávia Torquato, Raquel de Oliveira Borges e Mylena Ferreira Gomes. ***Je vous aime tous.*** Jusqu'à l'infini et au-delà.

Thank you all!

There's nowhere you can be that isn't where you're meant to be.

RÉSUMÉ

Le drainage minier acide (DMA) et le drainage neutre contaminé (DNC) constituent l'un des principaux problèmes environnementaux liés à l'activité minière. La contamination du drainage est causée principalement par l'oxydation des minéraux sulfureux qui peut entraîner des concentrations en éléments supérieures aux concentrations permises par la législation. Lorsque les méthodes prédictives de la qualité des eaux laissent entrevoir une contamination potentielle des eaux de drainage, il est essentiel de prendre des mesures préventives afin d'éviter les impacts sur l'environnement. La mine d'or Éléonore est située dans la région de la Baie James. Elle génère des rejets miniers filtrés ayant un potentiel à générer un drainage neutre contaminé en arsenic. Au cours des dernières années, la mine Éléonore a étudié différentes alternatives pour la restauration de son parc à résidus miniers filtrés dont l'utilisation d'une barrière aux fluides (eau et oxygène) constituée de sols naturels localisés à proximité du site minier. Les deux principaux objectifs de ce type de système de recouvrement utilisé pour contrôler les fluides sont : i) de contrôler la contamination des eaux de drainage par l'arsenic (stabilité chimique) et ii) réduire l'infiltration d'eau pour réduire les risques géotechniques (stabilité physique). La présente étude a consisté à évaluer la performance de deux systèmes de recouvrement pour contrôler la migration des fluides à l'aide de deux cellules expérimentales de terrain instrumentées construites sur une portion inclinée du parc à résidus. Les cellules ont été instrumentées pour mesurer les teneurs en eau volumique, la température et la succion dans les différentes couches du recouvrement, en parallèle avec des mesures du ruissellement et de percolation, et ce sur une période de 5 ans. L'analyse des résultats montre que les deux recouvrements parviennent à contrôler efficacement l'infiltration d'eau. Les mesures dans la couche à faible perméabilité montrent également que les succions sont inférieures à la pression d'entrée d'air et que les degrés de saturation sont élevés, confirmant ainsi la capacité des systèmes de recouvrement à contrôler les flux d'oxygène.

ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD) and contaminated neutral drainage (CND) are one of the main environmental problems associated with mining activity. Drainage contamination is caused by the oxidation of sulphide minerals, which can lead to element concentrations exceeding those permitted by legislation. When predictive water quality methods point to potential contamination of drainage water, it is essential to take preventive measures to avoid environmental impacts. The Éléonore gold mine is in the James Bay region. It operates a gold mine that generates filtered mine tailings with the potential to generate arsenic-contaminated neutral drainage. Over the past few years, the Éléonore mine has studied various alternatives for the remediation of its filtered tailings facility, including the use of a fluid barrier (water and oxygen) consisting of natural soils located near the mine site. The two main objectives of this type of capping system used to control fluids are: i) to control arsenic contamination of drainage water (chemical stability) and ii) to reduce water infiltration to reduce geotechnical risks (physical stability). The present study evaluated the performance of two cover systems to control fluid migration, using two instrumented experimental field cells constructed on a sloping portion of the tailings facility. To this end, measurements of water content, temperature and suction in the various cover layers were carried out, in parallel with runoff and percolation measurements, over a 5-year period. Analysis of the results shows that both overlays effectively control water infiltration. Measurements in the low-permeability layer also show that suctions are below the air entry pressure and saturation levels are high, confirming the ability of the overlay systems to control oxygen flows.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	VI
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIX
LISTE DES ANNEXES.....	XXVII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	28
1. Généralités.....	28
2. Parc à résidus de la mine Éléonore.....	29
3. Objectifs et hypothèses.....	31
3.1 Objectifs du projet.....	31
3.2 Hypothèses de recherche.....	31
3.3 Contenu du mémoire	31
3.4 Contribution de l'auteure au projet	33
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	35
2.1 Revue des systèmes de recouvrement multicouche pour la restauration des sites miniers..	35
2.1.1 Couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC)	35
2.1.2 Recouvrements à faible conductivité hydraulique saturée (RFCHS).....	38
2.1.2.1 Géomembrane (GM)	41
2.1.2.2 Géocomposite bentonitique (GCB).....	42

2.1.2.3 Argile compactée (AC).....	44
2.1.3 Propriétés de base et facteurs d'influence des matériaux dans les RFCHS	45
2.1.3.1 Compactage et structure du sol	46
2.1.3.2 Cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage.....	48
2.1.1.3 Racines des plantes.....	53
2.1.4 Impact des conditions climatiques	54
2.1.5 Effet de la végétation sur le bilan hydrique.....	55
2.1.6 Informations supplémentaires sur l'évapotranspiration.....	56
2.2 Mouvements de l'eau et du gaz dans les systèmes de recouvrement	57
2.2.1 Mouvement de l'eau en milieu saturé et non saturé	57
2.2.2 Propriétés des matériaux saturés	58
2.2.3 Propriétés des matériaux non saturés	60
2.2.3.1 Courbe de rétention d'eau (CRE)	60
2.2.3.2 Fonctions de perméabilité	63
2.2.4 Diffusion des gaz dans les milieux poreux.....	64
2.2.5 Propriétés de diffusion	65
2.3 Modélisation numérique de l'écoulement des fluides dans les systèmes de couverture	66
2.3.1 Approche de modélisation numérique.....	67
2.3.2 Méthodes numériques pour résoudre les équations fondamentales et description de SEEP/W.....	68
CHAPITRE 3 MATÉRIAUX ET MÉTHODES	72
3.1 Site à l'étude.....	72
3.2 Description des cellules expérimentales	73
3.2.1 Construction des cellules expérimentales	76
3.2.1.1 Étapes de construction.....	77

3.1.1.2 Instrumentation des cellules expérimentales	81
3.2.2 Matériaux utilisés pour la construction des cellules expérimentales	84
3.3 Méthodes de caractérisation des matériaux utilisés dans les cellules expérimentales	84
3.4 Caractéristiques des matériaux.....	87
3.4.1 Densité relative des grains, limites de consistance et porosité.....	87
3.4.2 Distribution de la taille des particules (granulométrie).....	88
3.4.4 Essais de compactage	90
3.4.5 Conductivité hydraulique saturée (k_{sat})	91
3.4.6 Courbes de rétention d'eau (CRE)	92
3.5 Variabilité des propriétés des matériaux observée sur le terrain.....	95
3.5.1 Évaluation de la teneur en eau massique (TEM).....	95
3.5.2 Évaluation de la distribution de la taille des particules (granulométrie).....	96
3.5.3 Évaluation de la densité in situ des matériaux	98
3.6 Station météorologique	102
3.6.1 Description des capteurs.....	103
3.6.1.1 Vitesse et direction du vent	103
3.6.1.2 Température/humidité relative/point de rosée.....	103
3.6.1.3 Pression barométrique	103
3.6.1.4 Précipitation	103
CHAPITRE 4 COMPORTEMENT HYDROGÉOLOGIQUE DES CELLULES EXPÉRIMENTALES : RÉSULTATS ET ANALYSE	105
4.1 Résultats des paramètres hydrogéologiques.....	105
4.1.1 Précipitations (stations météorologiques)	105
4.1.2 Température de l'air.....	107
4.1.3 Humidité relative de l'air	108

4.1.4 Vitesse du vent	109
4.1.5 Albédo	109
4.2 Résultats des paramètres hydrogéologiques obtenus par les cellules expérimentales	110
4.2.1 Teneur en eau volumique – θ_w (TEV) et Suction – ψ	110
4.2.1.1 ELCP-1	111
4.2.1.2 ELCP-2.....	113
4.2.2 Température	116
4.2.2.1 ELCP-1	116
4.2.2.2 ELCP-2.....	118
4.2.3 Bilan hydrique	120
4.2.3.1 Résultats et discussions sur le bilan hydrique	121
4.3 Interprétation des résultats par l'analyse statistique	124
4.3.1 Teneur en eau volumique - θ_w (TEV).....	125
4.3.1.1 ELCP-1	125
4.3.1.2 ELCP-2.....	127
4.3.2 Suction – ψ	129
4.3.2.1 ELCP-1	129
4.3.2.2 ELCP-2.....	130
CHAPITRE 5 DISCUSSION SUR LA COMPARAISON ENTRE MODÉLISATION PHYSIQUE ET NUMÉRIQUE ET SUR LES FLUX D'OXYGÈNE	132
5.1 Modélisation numérique.....	132
5.1.1 Géométrie du modèle numérique	133
5.1.2 Propriétés des matériaux	134
5.1.3 Conditions initiales et frontières	135
5.1.4 Principaux résultats	136

5.2 Flux de gaz	139
CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	142
6.1 Principales conclusions	142
6.2 Principales recommandations.....	144
RÉFÉRENCES.....	146
ANNEXES	161

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Configuration et description des couches CEBC	37
Tableau 2.2 Configuration et description des couches RFCHS	40
Tableau 2.3 classification des sols selon le système unifié de classification des sols (USCS) et les valeurs k_{sat} typique.	59
Tableau 2.4 Les principales caractéristiques de SEEP/W dans GeoStudio (<i>Sequent Bentley Systems</i>).....	70
Tableau 3.1 Description des cellules expérimentales.....	75
Tableau 3.2 Composition et instrumentation des cellules expérimentales.....	82
Tableau 3.3 Caractéristiques et précision des sondes utilisées pour les mesures de teneur en eau volumique et de température dans les cellules expérimentales.....	83
Tableau 3.4 Caractéristiques et précision des sondes utilisées pour la mesure de la succion dans les cellules expérimentales.	83
Tableau 3.5 Méthodes de caractérisation des matériaux utilisés dans les cellules expérimentales (ELCP-1 et ELCP-2).	85
Tableau 3.6 Résultat de la densité relative des grains solides (G_s).	87
Tableau 3.7 Résultat des limites de consistance.	87
Tableau 3.8 Résultats des essais de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}).	91
Tableau 3.9 Résultats des paramètres de la courbe de rétention d'eau (CRE).	95
Tableau 3.10 Valeurs de référence des CoV pour la granulométrie.	98
Tableau 3.11 Résultats de la teneur en eau, masse volumique sèche in situ et pourcentage de l'optimum Proctor et porosité calculée.	99
Tableau 3.12 Instruments de la station météorologique de la mine Éléonore avec ces caractéristiques.	102
Tableau 4.1 Facteur de correction pour la station La Grande Rivière à Éléonore.	106
Tableau 4.2 Paramètres utilisés pour calculer l'évolution de la température de l'air.	108

Tableau 4.3 Les températures observées au site durant la période d'étude.	116
Tableau 4.4 Résultats du bilan hydrique pour la cellule ELCP-1.	121
Tableau 4.5 Résultats du bilan hydrique pour la cellule ELCP-2.	121
Tableau 5.1 Comparaison du bilan hydrique da cellule ELCP-2 en 2018.	138
Tableau 5.2 Comparaison de la TEV (θ_w) et de la succion (ψ) de la cellule ELCP-2 en 2018...	139
Tableau 5.3 Les valeurs du flux diffusif d'oxygène (F_s).	141
Tableau B.1 Granulométrie de la cellule ECLP-1.....	166
Tableau B.2 Granulométrie de la cellule ECLP-2.....	166
Tableau C.3 Résultat des valeurs de I_{at} et I_{af}	168
Tableau D.4 Données sur les précipitations utilisées dans le bilan hydrique.	169
Tableau D.5 Données de ruissellement et de percolation pour la cellule ELCP-1.	169
Tableau D.6 Données de ruissellement et de percolation pour la cellule ELCP-2.	169
Tableau E.7 Données utilisées pour calculer le stockage.....	170
Tableau G.8 Données utilisées pour calculer le flux d'oxygène.	175

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Le parc à résidus de la mine Éléonore	30
Figure 1.2 Calendrier de ce projet.....	33
Figure 2.1 Configuration des couches CEBC	36
Figure 2.2 Configuration des couches RFCHS	39
Figure 2.3 Représentation du diagramme de phase du sol	46
Figure 2.4 Représentation d'une courbe typique de compactage du sol.	47
Figure 2.5 Conductivité hydraulique non saturée et caractéristiques de l'eau du sol pour le loam de Barnes compacté à des masses volumiques connues.....	48
Figure 2.6 Comportement de la conductivité hydraulique saturée dans le cycle gel-dégel.	49
Figure 2.7 Comportement du cycle gel-dégel pour des sols initialement lâches et denses.....	50
Figure 2.8 Comportement du taux de percolation d'une couche d'argile en fonction du temps. ..	51
Figure 2.9 Effet du séchage sur les argiles naturelles compactées. a) fissuration de quatre échantillons après trois cycles de séchage. b) et c) comportement de la conductivité hydraulique en fonction de la teneur en eau de compactage. d) conductivité hydraulique en fonction du nombre de cycles de séchage hydraulique	52
Figure 2.10 Courbe de rétention d'eau (CRE). a) Schéma du comportement d'une CRE. b) Comportement de la CRE pour différents types de sol.....	61
Figure 2.11 Étapes vers une conception de la modélisation hydrogéologique	68
Figure 3.1 Localisation de la mine Éléonore à la Baie James, QC.	72
Figure 3.2 Représentation de la cellule expérimentale ELCP-1 - Cellule de restauration multicouche sur une surface en pente avec de la végétation.....	76
Figure 3.3 Représentation de la cellule expérimentale ELCP-2 - Cellule multicouche sur surface inclinée sans végétation.....	76
Figure 3.4 Étape de la construction des cellules expérimentales ELCP-1 et ELCP-2 (a) Cellule excavée b) Fabrication des arbres à sondes c) Installation des drains de collecte d) Installation	

des géomembranes sur les cellules e) Installation d'un passe-paroi et soudure f) Mise en place de la couche de stériles (Coulombe et al., 2017).....	80
Figure 3.5 Distribution de la taille des particules des matériaux dans la cellule ELCP-1.....	89
Figure 3.6 Distribution de la taille des particules des matériaux dans la cellule ELCP-2	89
Figure 3.7 Pour le till a) la densité sèche en fonction de la teneur en eau de la masse b) la relation entre la porosité et l'indice de vide et la teneur en eau de la masse.....	90
Figure 3.8 Pour le sable a) la densité sèche en fonction de la teneur en eau de la masse b) la relation entre la porosité et l'indice de vide et la teneur en eau de la masse.....	90
Figure 3.9 Résultats de la conductivité hydraulique saturée par cycle (0, 5 et 10).....	92
Figure 3.10 Résultats des paramètres de la courbe de rétention d'eau (CRE) pour les stériles et le sable.....	93
Figure 3.11 Résultats des paramètres de la courbe de rétention d'eau (CRE) pour le Till.....	94
Figure 3.12 Résultats des teneurs en eau massique (TEM).....	96
Figure 3.13 Valeurs CoV obtenues à partir de la granulométrie.....	97
Figure 3.14 Résultat du coefficient de variation (CoV) pour la masse volumique sèche.	100
Figure 3.15 Résultat du coefficient de variation (CoV) pour la porosité.	101
Figure 3.16 Résultats des mesures de porosité pour le till.	102
Figure 4.1 Répartition des précipitations annuelles pour les 12 mois de l'année et ce, pour les années 2015 à 2023.	106
Figure 4.2 Précipitations annuelles entre 2015 et 2023 à la mine Éléonore.	107
Figure 4.3 Évolution de la température de l'air.	108
Figure 4.4 Évolution de l'humidité relative.	109
Figure 4.5 Évolution de la vitesse du vent.	109
Figure 4.6 Résultats de l'évolution de la teneur en eau volumique (θ_w) dans la cellule ELCP-1 : a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.....	111

Figure 4.7 Résultats de l'évolution de la succion dans la cellule ELCP-1 : a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.....	112
Figure 4.8 Résultats de l'évolution de la teneur en eau volumique (θ_w) dans la cellule ELCP-2 : a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.....	114
Figure 4.9 Résultats de l'évolution de la succion dans la cellule ELCP-2 : a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.....	115
Figure 4.10 Résultats de la température dans la cellule ELCP-1. a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.....	118
Figure 4.11 Résultats de la température dans la cellule ELCP-2. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.....	119
Figure 4.12 Représentation des résultats du bilan hydrique pour la cellule ELCP-1.....	122
Figure 4.13 Représentation des résultats du bilan hydrique pour la cellule ELCP-2.....	123
Figure 4.14 Représentation d'un diagramme en boîte. (Statistiques Canada, 2024).....	125
Figure 4.15 Résultats de la teneur en eau volumique - θ_w (m^3/m^3) - période non gelée pour la cellule ELCP-1. a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.	127
Figure 4.16 Figure 4.15 Résultats de la teneur en eau volumique - θ_w (m^3/m^3) - période non gelée pour la cellule ELCP-2. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.....	129
Figure 4.17 Résultats de la succion - ψ (kPa) - période non gelée - période non gelée pour la cellule ELCP-1. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.	130
Figure 4.18 Résultats de la succion - ψ (kPa) - période non gelée - période non gelée pour la cellule ELCP-2. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.	131
Figure 5.1 Le modèle conceptuel.	134
Figure A.1 Courbe de calibrage de la sonde GS3 pour les stériles.	161
Figure A.2 Courbe de calibrage de la sonde 5TM pour le till.....	162
Figure A.3 Courbe de calibrage de la sonde 5TM pour le sable.....	163
Figure A.4 Courbe de calibrage de la sonde 5TM pour le mélange sable et tourbe.	164

Figure A.5 Courbe de calibrage de la sonde 5TM pour le mélange mort-terrain et tourbe.	165
Figure F.6 Représentation d'un diagramme en boîte.....	172
Figure F.7 Résultats de température – (°C) pour la période non gelée pour la cellule ELCP-1. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.....	173
Figure F.8 Résultats de température – (°C) pour la période non gelée pour la cellule ELCP-2. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.....	174

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Abréviation	Signification
2D	Bidimensionnel
5TM	Sonde pour mesurer la teneur en eau volumique et la température
A	Aire de la section
AC	Argiles compactées
AE	Évaporation réelle
AEV	Air entry value ou valeur d'entrée d'air
As-DNC	Drainage neutre contaminé par l'arsenic
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
AWOS	<i>Automated Weather Observing System</i>
BEM	Méthode des éléments de frontière
CBL	Couche de bris capillaire
CC	Changement climatique
C _c	Coefficient de courbure
CEBC	Couvertures avec effet de barrière capillaire
C _G	Constante du modèle ($\approx 0,1$)
CL	Argile
C _{O₂} (z, t)	Concentration interstitielle d'O ₂

CoV	Coefficient de variation
C_p	Constante du modèle ($5,6 \text{ g}^2/\text{m}^4$)
CRE	Courbe de rétention d'eau
CRH	Couche de rétention d'humidité
C_u	Coefficient d'uniformité
D_{10}	Diamètre des particules correspondant à 10 % passant sur la courbe granulométrique
D_{20}	Diamètre des particules correspondant à 20 % passant sur la courbe granulométrique
D_{30}	Diamètre des particules correspondant à 30 % passant sur la courbe granulométrique
D_{40}	Diamètre des particules correspondant à 40 % passant sur la courbe granulométrique
D_{50}	Diamètre des particules correspondant à 50 % passant sur la courbe granulométrique
D_{60}	Diamètre des particules correspondant à 60 % passant sur la courbe granulométrique
D_{70}	Diamètre des particules correspondant à 70 % passant sur la courbe granulométrique
D_{80}	Diamètre des particules correspondant à 80 % passant sur la courbe granulométrique
D_{90}	Diamètre des particules correspondant à 90 % passant sur la courbe granulométrique

DCP	<i>Data Collection Platform</i>
D _e	Coefficient de diffusion effectif
D _H	Diamètre effectif
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
e	Indice de vide
EDP	Équations aux dérivées partielles
ELCG-1	Cellule de géochimie des stériles miniers.
ELCG-2	Cellule creuse de géochimie des résidus miniers.
ELCP-1	Cellule multicouche sur surface inclinée avec végétation
ELCP-2	Cellule multicouche sur surface inclinée sans végétation
ELCR-1	Recouvrement multicouche avec végétation sur surface plane
ELCR-2	Recouvrement multicouche sur surface plane
FDM	Méthode des différences finies
FEM	Méthode des éléments finis
F _s	Flux d'oxygène
GCB	Géocomposite bentonitiques
GCL	Revêtements en argile géosynthétique
GM	Géomembranes

GP	Gravier mal étalé
G_s	Densité relative
GS3	Sonde pour mesurer la teneur en eau volumique et la température.
GW	Gravier bien étalé
HDPE	Polyéthylène haute densité
Hz	Unité de fréquence
i	Gradient hydraulique
I_{af}	Indice de gel de l'air
I_{at}	Indice de dégel de l'air
IP	Indice de plasticité
IRME	Institut de Recherche en Mines et en Environnement
kPa	Unité de mesure de pression
k_r	Modèle de Mualem (1976)
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée
$k_{sat,G}$	Modèle de Mbonimpa et al (2002) pour les matériaux granulaires.
$k_{sat,P}$	Modèle de Mbonimpa et al (2002) pour les matériaux plastiques ou cohésifs.
LAI	Indice de surface foliaire
LCI	<i>Land Climate Interaction</i>
LDPE	Polyéthylène basse densité

LL	Limite de liquidité
LP	Limite plastique
LU	Méthode de décomposition matricielle.
m	Paramètres d'ajustement la courbe de rétention d'eau.
MARS	<i>Motor-Aspirated Radiation Shield</i>
MDPE	Polyéthylène moyenne densité
ML	Silt non plastique
MPS-6	Sonde pour mesurer la succion.
MRL	Couche de rétention d'humidité
m_{vG}	Paramètres d'ajustement la courbe de rétention d'eau.
m_v	Paramètres d'ajustement du modèle van Genuchten (sans dimension)
N	Nombre d'échantillons
n	Porosité
NPS	Recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée
n_v	Paramètres d'ajustement du modèle van Genuchten (sans dimension)
n_{vG}	Paramètres d'ajustement la courbe de rétention d'eau.
P	Précipitation
PAR	Parc à résidus
p_a	Tortuosité dans les phases de l'air

Pe	Percolation
PE	Polyéthylène
PET	Polyéthylène téréphtalate
pH	Potentiel hydrogène
PP	Polypropylène
PVC	Chlorure de polyvinyle
p_w	Tortuosité dans les phases de l'eau
Q	Écoulement de l'eau dans un milieu poreux saturé
R	Ruissellement
R^2	Coefficient de détermination
RFCHS	Recouvrements à faible conductivité hydraulique saturée
RTD	<i>Resistance Temperature Detector</i>
Sab-tourbe	Mélange de sable et de tourbe
SL	Limite de contraction
SM	Sable silteux
SM - ML	Sable silteux - Silt non plastique
SP	Sable mal gradué
S_R	Degré de saturation
T	Température

T_{air}	Température de l'air
TEM	Teneur en eau massique
TEV	Teneur en eau volumique
TMAA	Température moyenne annuelle de l'air
T_{max}	Température maximale
T_{min}	Température minimale
TSF	Tailings Storage Facility
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
USCS	Unified soil classification system
w	Teneur en eau
WL	Limite de liquidité
WMO	<i>World Meteorological Organization</i>
w_{opt}	Teneur en eau optimale
w_p	Limite de plasticité
α_{VG}	Paramètres d'ajustement la courbe de rétention d'eau.
γ_d	Poids volumique sèche
$\gamma_{d\text{max}}$	Poids volumique sèche
γ_w	Poids spécifique de l'eau
θ	Teneur en eau volumique

θ_a	Teneur en air volumique
θ_e	Teneur en eau volumique réduite
θ_{eq}	Teneur en eau volumique équivalente
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle
θ_s	Teneur en eau volumique à saturation
θ_w (TEV)	Teneur en eau volumique
μ_w	Viscosité dynamique de l'eau
ξ	Paramètre de tortuosité.
ρ	Masse volumique
ρ_d	Masse volumique du sol sec
ρ_s	Masse volumique des grains
σ	Écart type
χ	Paramètre du matériau (= 1,5)
ψ	Succion matricielle
ψ_a (AEV)	Pression d'entrée d'air
ψ_r	Succion résiduelle
ϕ	Paramètre d'ajustement de la phase
ΔS	Changement dans le stockage de l'eau

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A COURBE DE CALIBRAGE DES SONDES 5TM ET GS3.....	161
ANNEXE B VALEURS RELATIVES À LA TAILLE DES PARTICULES.....	166
ANNEXE C INDICES DE TEMPÉRATURE DE L'AIR.	167
ANNEXE D DONNÉES DE PERCOLATION UTILISÉES POUR LE BILAN HYDRIQUE.169	
ANNEXE E DONNÉES DE VARIATION DU STOCKAGE UTILISÉES POUR LE BILAN HYDRIQUE.....	170
ANNEXE F DIAGRAMME EN BOÎTE DE LA TEMPÉRATURE.	171
ANNEXE G DONNÉES UTILISÉES POUR CALCULER LE FLUX D'OXYGÈNE.	175

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1. Généralités

Les parcs à résidus miniers sont indispensables pour gérer de manière sécurisée les rejets de concentrateur, qui contiennent souvent des substances toxiques comme des métaux lourds (arsenic, plomb, mercure) et des produits chimiques utilisés dans le processus de séparation du minerai. Ces résidus peuvent entraîner une contamination des sols et des eaux, posant des risques pour les écosystèmes environnants. La mise en place de parcs à résidus permet de confiner ces rejets et de prévenir des incidents graves comme le transfert dans l'environnement de contaminants.

En plus des problèmes de contamination des eaux, les parcs à résidus miniers conventionnels où les résidus sont pompés sous forme de pulpe à de faible pourcentage solide sont aussi sujet à des problèmes de stabilité physique qui peuvent entraîner des désastres environnementaux comme l'ont montré récemment les cas des ruptures de digues de Mount Polley au Canada et Brumadinho et Bento Rodrigues au Brésil. Malgré tous les efforts investis par l'industrie minière pour réduire la fréquence des ruptures de digues minières, cette dernière est restée pratiquement stable dans les dernières décennies (Azam et Li, 2010; Islam et Murakami, 2021; Zheng et al 2022).

Au Canada, jusqu'à tout récemment, la plupart des mines géraient leurs résidus sous forme de pulpes déposées derrière des digues de confinement (connus sous le nom de parcs à résidus conventionnels). Mais en raison des risques d'instabilité associés à ces digues, l'industrie minière s'est tournée au cours des dernières années vers des techniques qui réduisent les quantités d'eau dans les rejets favorisant ainsi leur stabilité physique. Parmi ces techniques, on retrouve les résidus filtrés. L'eau dans les résidus filtrés occupe une faible proportion (< 20%) alors que le solide correspond à plus de 80 % de la masse. Les résidus filtrés dans les parcs à résidus filtrés sont transportés par camion ou par convoyeur. Ils sont ensuite compactés jusqu'à une certaine densité afin de favoriser leur stabilité physique. Cependant, comme le souligne Martin et al. (2019), l'érosion due aux intempéries, les cycles de gel-dégel, les événements sismiques et le tassement différentiel peuvent créer des fissures ou des zones de faiblesse qui pourraient affecter l'intégrité de l'infrastructure. De plus, bien que la teneur en eau soit réduite par rapport aux résidus conventionnels, les résidus filtrés peuvent toujours subir des changements de volume et de densité en raison de la consolidation progressive et des variations de teneur en humidité saisonnières (Ulrich & Coffin, 2013). Une défaillance structurelle pourrait entraîner des conséquences

environnementales graves, même sans la présence d'une grande quantité de fluides libres, car les résidus miniers peuvent contenir des contaminants qui pourraient être dispersés dans l'environnement. Par conséquent, dans le contexte d'un parc à résidus filtrés, le contrôle de l'infiltration est primordial pour assurer la stabilité à long terme. Il est également à noter qu'en raison de leur plus faible teneur en eau, les résidus filtrés en place ont un degré de saturation plus faible que les rejets conventionnels, ce qui favorise le mouvement des gaz dans les résidus et la génération d'acide.

Il existe différentes méthodes de restauration utilisées pour contrôler la contamination provenant des parcs à résidus miniers. L'objectif de ces recouvrements est d'empêcher la contamination des eaux de drainage en contrôlant l'interaction entre les résidus et leur environnement. Typiquement, les méthodes de restauration vont viser à contrôler l'interaction entre les minéraux sulfureux contenus dans les rejets, l'eau et l'oxygène atmosphérique (voir chapitre 2 pour plus de détails). En contrôlant ces interactions, on empêche la génération de drainage minier contaminé qui peuvent être acide (on parle alors de drainage minier acide, DMA) ou neutre (on parle à ce moment de drainage neutre contaminé, DNC). Dans le cas des parcs à résidus filtrés, tel que mentionné précédemment, le recouvrement doit également permettre de minimiser les infiltrations afin d'éviter un rehaussement important de la nappe phréatique et une réhumidification des résidus avec le temps. Si cela devait se produire, les avantages liés au résidus filtré par rapport à leur stabilité physique seraient perdus.

2. Parc à résidus de la mine Éléonore

La mine d'or Éléonore se trouve dans la région de la Baie James au Québec, Canada. Elle opère un parc à résidus minier filtrés sur le site de la mine. La figure 1.1 montre le parc à résidus de la mine Éléonore. Le parc à résidus (PAR) couvre une superficie d'environ 80 hectares (MELCCFP, 2024). Le PAR est divisé en plusieurs cellules pour la disposition des résidus (MELCCFP, 2024). Les résidus miniers désulfurés sont transportés par camion, déposés et compactés dans le PAR. Ce dernier contient également des inclusions constituées de stériles qui agissent comme drains afin de collecter l'eau et limiter son accumulation dans le parc favorisant ainsi sa stabilité physique. Une des particularités du PAR de la mine Éléonore est qu'il intégrera une des haldes à stériles à la fin des opérations. On retrouve à l'extrémité du parc des bassins de collecte des eaux de surface. Un

deuxième bassin d'une capacité d'environ 100 000 m³ a été ajouté pour augmenter la capacité de collecte. L'eau provenant du parc est traitée à une usine de traitement d'eau.



Figure 1.1 Le parc à résidus de la mine Éléonore (Newmont, 2018).

La mine Éléonore doit prévoir la restauration de son parc à résidus miniers filtrés reconnu comme étant potentiellement générateur de drainage neutre contaminé à l'arsenic (DNC-As). En plus de son scénario actuel qui prévoit l'utilisation d'un système de recouvrement avec géomembrane, la mine souhaite étudier une alternative pour la remise en état de son PAR filtré. Cette alternative consiste à utiliser une barrière fluide constituée de sols naturels et d'autres matériaux disponibles à proximité du site minier (till, mort-terrain, argile, sable, tourbe et copeaux de bois). Les objectifs principaux de restauration du parc à résidus miniers sont de contrôler la contamination par l'arsenic (stabilité chimique) et de réduire l'infiltration d'eau afin de réduire les risques géotechniques (stabilité physique).

Pour valider l'alternative d'un système de recouvrement composé uniquement de matériaux naturels, un projet collaboratif entre Goldcorp Éléonore (maintenant Newmont Éléonore) et l'UQAT a été initié pour construire six cellules expérimentales (1D et 2D); cette étude se concentrera uniquement sur deux cellules 2D.

3. Objectifs et hypothèses

3.1 Objectifs du projet

L'objectifs principal du projet consiste à évaluer la performance de deux systèmes de recouvrements pour contrôler la migration des fluides (eau et gaz) au site de la mine Éléonore. Les objectifs spécifiques suivants ont été déterminés pour ce projet :

- Collecter et analyser les données associées aux propriétés des matériaux;
- Compiler les données hydrogéologiques et thermiques et analyser le comportement des deux cellules;
- Déterminer le bilan hydrique de deux cellules;
- Estimer le flux d'oxygène dans les deux cellules;
- Utiliser un modèle numérique préliminaire pour valider le comportement hydrogéologique observé d'une cellule expérimentale.

3.2 Hypothèses de recherche

Cette étude est développée sur la base d'hypothèses telles que :

- Les systèmes de recouvrement à faible conductivité hydraulique saturée testés au site de la mine Éléonore permettent de contrôler la migration de l'eau et de l'oxygène de façon à contrôler le DNC provenant des rejets de mine Éléonore;
- La présence de la végétation sur la cellule ELCP-1 a une influence négligeable sur le bilan hydrique du système de recouvrement;
- Le comportement hydrogéologique théorique prédit par un modèle numérique réalisé avec le logiciel SEEP/W dans GeoStudio (*Sequent Bentley Systems*) concorde bien avec le comportement hydrogéologique non saturé observé dans une des cellules expérimentales de terrain.

3.3 Contenu du mémoire

Ce mémoire est divisé en 6 chapitres. Le premier chapitre est la présente introduction, qui est suivi d'un chapitre de revue de littérature qui vise à définir le cadre théorique et les principaux concepts nécessaires à la compréhension du mémoire. Tout d'abord, les méthodes de restauration des sites

miniers (en particulier les couvertures avec effet de barrière capillaire – CEBC et les recouvrements à faible conductivité hydraulique saturée – RFCHS) et leurs caractéristiques et propriétés sont présentées. On insiste également dans cette portion du document sur les facteurs qui peuvent influencer la performance de ces recouvrements. Ensuite, le mouvement des gaz et de l'eau dans les milieux poreux saturés et non saturés, les propriétés des matériaux saturés et non saturés et les propriétés de diffusion sont décrits. Finalement, une section portant sur l'utilisation de la modélisation numérique pour prédire le comportement hydrogéologique des systèmes de recouvrement (CEBC ou RFSHS) est présentée.

Le chapitre 3 est le chapitre présentant la méthodologie de l'étude. Il décrit plus en détails les matériaux et les méthodes utilisés. Plus spécifiquement, on y trouve une description du site minier, une présentation de la configuration des cellules expérimentales installées sur le site et un résumé de la construction des cellules. On montre ensuite les méthodes utilisées pour caractériser les matériaux utilisés dans les cellules expérimentales, les caractéristiques des matériaux et la variabilité des propriétés des matériaux observée sur le terrain. Enfin, la station météorologique est décrite.

Le chapitre 4 présente les résultats et la discussion sur le comportement hydrogéologique des cellules expérimentales. Il débute par une présentation des conditions météorologiques pour la période de 2015 à 2023, couvrant ainsi la période d'étude des cellules expérimentales de 2017 à 2020. Ensuite, sont exposés les résultats sur l'évolution de la température dans les différentes couches de sol, ainsi que sur le comportement non saturé des couches des deux recouvrements, notamment en termes de succion et de teneur en eau volumique. L'analyse se poursuit avec une évaluation du bilan hydrique annuel (avec emphase sur la période non gelée) observé au cours de la période d'étude. Enfin, les résultats relatifs au comportement non saturé sont approfondis à l'aide de diagrammes à moustache, permettant de mettre en évidence les tendances générales.

Le chapitre 5 présente une discussion à propos du réalisme des résultats observés dans les cellules expérimentales. L'objectif étant ici de valider le comportement hydrogéologique observé sur le terrain à l'aide d'un modèle numérique. Pour ce faire, la modélisation numérique de la cellule ELCP-2 (cellule sans végétation) a été effectuée à l'aide du logiciel SEEP/W intégré à la suite GeoStudio (*Sequent Bentley Systems*). Un autre objectif du chapitre est d'estimer la performance des systèmes de recouvrement à contrôler les flux d'oxygène. Pour ce faire, bien que les résidus

miniers de la mine Éléonore ne soient pas particulièrement réactifs, le scénario le plus défavorable a été considéré soit en supposant des résidus réactifs qui consommerait toute molécule d'oxygène ayant réussi à traverser le recouvrement.

Enfin, le chapitre 6 expose les principales conclusions de cette étude ainsi que certaines recommandations pour pousser plus loin les travaux. Il est important de souligner que des informations complémentaires, fournissant un soutien supplémentaire aux résultats obtenus, sont disponibles en annexe.

3.4 Contribution de l'auteure au projet

Il est intéressant de noter que cette étude est née de l'idée de transformer un projet de service spécialisé en projet de recherche, comme le montre la figure 1.2. L'analyse du projet montrait clairement à l'époque que davantage d'analyses et d'interprétations permettraient de pousser plus loin notre compréhension du comportement environnemental des cellules expérimentales, particulièrement celles de grandes dimensions installées sur le côté du parc à résidus miniers filtrés de la mine Éléonore.

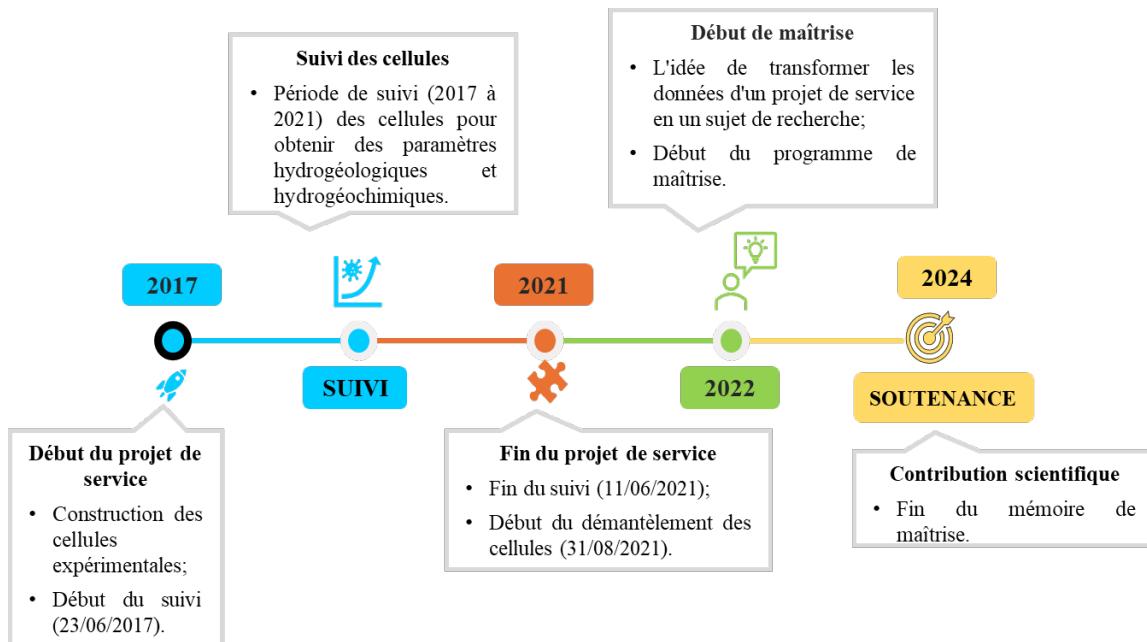


Figure 1.2 Calendrier de ce projet.

Le rôle de l'auteure dans ce projet consistait à :

- Colliger des informations et valider la qualité des informations et des résultats pour l'ensemble de la période d'étude;
- Identifier les propriétés *in situ* des matériaux les plus probables;
- Évaluer la performance des systèmes de couvertures (comportement hydrogéologique, thermiques) à contrôler la migration de l'eau et des gaz en mettant l'emphasis sur la période critique, soit la période non gelée;
- Valider que les résultats des cellules expérimentales correspondent à ceux attendus théoriquement à l'aide de la modélisation numérique.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présente une revue de la littérature pertinente en lien avec le projet de recherche réalisé dans ce mémoire de maîtrise. Il débute par une revue des principaux systèmes de recouvrement utilisés pour contrôler la génération de drainage minier contaminé. On poursuit avec la présentation des aspects théoriques en lien avec la migration des fluides dans les sols saturés et non saturés. Enfin, la troisième partie de cette revue de littérature porte sur la modélisation numérique de l'écoulement de l'eau à travers les systèmes de recouvrement.

2.1 Revue des systèmes de recouvrement multicouche pour la restauration des sites miniers.

Cette section présente les différents systèmes de recouvrement multicouche pour la restauration des sites miniers et les facteurs qui influencent leur performance. En ce qui concerne la restauration des sites miniers, il existe six principales méthodes (Bussière et Guittonny, 2021) : les recouvrements à faible conductivité hydraulique saturée (RFCHS), les couvertures de type stockage-relargage, les recouvrements en eau, les couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC), les recouvrements monocouches avec nappe phréatique surélevée (NPS) et les recouvrements isolants. L'emphase sera mise dans cette étude sur les recouvrements en matériaux géologiques ayant un bon potentiel à contrôler le drainage minier contaminé en climat humide lorsque la nappe phréatique est basse : les RFCHS et les CEBC. Les RFCHS et les CEBC ont une structure similaire et des objectifs qui peuvent parfois se croiser (ex. ils peuvent tous les deux contrôler la migration d'oxygène, et les flux d'eau).

2.1.1 Couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC)

Les couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC) sont des couvertures multicouches visant à contrôler les flux d'oxygène et qui, pour ce faire, exploitent le phénomène physique des effets de barrière capillaire (Aubertin et al, 1995; Bussière 1999; Bussière et al. 2003). Les CEBC sont utilisées comme recouvrement dans les décharges à déchets domestiques et pour le recouvrement de résidus miniers réactifs.

Les problèmes environnementaux liés à la gestion des rejets générés par l'industrie minière comprennent la production de drainages qui contaminent le sol et les eaux souterraines. Une solution courante consiste à recouvrir les aires d'entreposage des rejets avec des couvertures qui

contrôle les flux d'oxygène afin de limiter la génération de drainage minier contaminé. À cette fin, les CEBC ont été utilisés comme alternative aux méthodes de couverture classiques visant principalement à contrôler l'infiltration d'eau (Benson, 1995 ; Barth et Wohnlich 1999 ; Stormont et Anderson 1999 ; Von Der Hude et al. 1999). Il est important de noter que même si le rôle de la CEBC n'est pas de contrôler totalement l'infiltration d'eau, sa configuration fait qu'elle réduit significativement les infiltrations par rapport au cas de base sans recouvrement.

En général, une CEBC contient trois à cinq couches composées de matériaux différents, comme le montre la figure 2.1. Les couches d'un système CEBC typique sont (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2003; Bussière et Guittonny, 2021): 1. la couche superficielle ; 2. la couche de protection ; 3. la couche de bris capillaire supérieure (c'est-à-dire la couche de bris capillaire - CBL) qui sert également de couche drainante; 4. la couche de rétention d'humidité (MRL), et 5. la couche de bris capillaire inférieure qui sert également de couche de support. Le tableau 2.1 présente la description et les principales caractéristiques de chaque couche du CEBC présentée dans la figure 2.1.

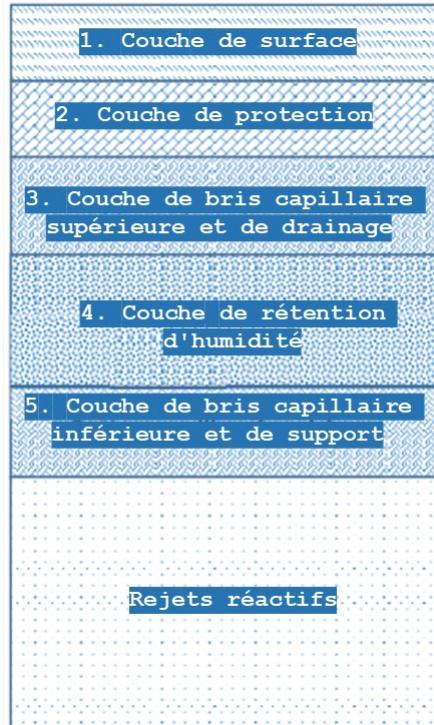


Figure 2.1 Configuration des couches CEBC (Bussière & Guittonny, 2021).

Tableau 2.1 Configuration et description des couches CEBC (Bussière & Guittonny, 2021).

Couche	Définition/Fonction	Matériaux	Épaisseur
de surface	Couche supérieure du système CEBC ; zone de transition entre la couverture et la nature ; minimise l'érosion ; fournit des conditions favorables à la végétation ; réduit les fluctuations de température et d'humidité ; n'est pas directement impliqué dans la réduction du flux d'oxygène.	Sols organiques avec ou sans ajout de géosynthétiques (par exemple, géotextile, géogrilles, etc.)	15 - 20 cm
de protection	La couche de protection protège le cœur du système de couverture ; crée une barrière contre les intrusions biologiques ; facilite le stockage transitoire de l'eau ; minimise les effets des cycles mouillage-séchage et gel-dégel ; réduit l'érosion.	Sable et gravier avec cailloux; roches concassées, stériles concassés; $100 < k_{sat} < 10^{-4}$ cm/s	<1 m
de bris capillaire supérieure et de drainage	La couche contient le premier constituant important de la barrière à l'oxygène ; génère des effets de barrière capillaire ; protège la couche de rétention d'humidité contre les pertes d'eau par évaporation; réduit l'accumulation d'eau et la pression interstitielle dans la couverture	Sable ; Sable et gravier; $10^{-1} < k_{sat} < 10^{-3}$ cm/s	30 - 50 cm

Tableau 2.1 Configuration et description des couches CEBC (suite).

Couche	Définition/Fonction	Matériaux	Épaisseur
de rétention d'humidité	La CRH est la couche de barrière à l'oxygène. Elle crée une barrière à l'oxygène en maintenant un haut degré de saturation et réduit les infiltrations d'eau.	Silt et argile à faible plasticité ; matériaux inertes (par exemple, résidus miniers inertes); $k_{sat} < 10^{-5}$ cm/s	50 - 100 cm
de bris capillaire inférieure et de support	Cette couche contribue généralement au drainage et soutient la construction des autres couches.	Génère des effets de barrière capillaire ; empêche les remontées capillaires de DMA à partir des rejets miniers (réactifs) ; couche de support pour la machinerie lourde; $10^{-1} < k_{sat} < 10^{-3}$ cm/s	30 - 50 cm

Le fonctionnement et les facteurs d'influences des CEBC ont été décrits en détails dans la littérature (Aubertin, 1997; Bussière et al. 2003, 2007; Kalonji-Kabambi, 2017). Rappelons brièvement que le cœur de la CEBC (couches 3, 4 et 5 de la figure 1) est conçu avec des matériaux fortement contrastés en termes de propriétés hydriques ce qui a pour effet de générer des effets de barrière capillaire qui emprisonnent l'eau dans la CRH. En maintenant beaucoup d'eau dans cette couche, on contrôle les flux d'oxygène pouvant migrer par diffusion (Mbonimpa et al., 2021), contrôlant ainsi la génération de drainage minier contaminé.

2.1.2 Recouvrements à faible conductivité hydraulique saturée (RFCHS)

Les recouvrements à faible conductivité hydraulique saturée (RFCHS) sont également connus sous le nom de barrières imperméables ou de barrières à l'infiltration d'eau. Elles utilisent des matériaux

à faible perméabilité pour limiter l'infiltration de l'eau dans les rejets miniers réactifs contrôlant ainsi la production de drainage contaminé (Maqsoud et al., 2021).

Les RFCHS sont constitués de plusieurs couches de matériaux différents, chacune jouant un rôle distinct dans le contrôle du mouvement des fluides (Aubertin et al. 1995, 2006, 2015 ; Maqsoud et al, 2015; Carson et Tolaymat, 2017). Les couches jouent également d'autres fonctions concernant la stabilité de la surface et l'utilisation future du site.

La figure 2.2 montre un système de RFCHS typique qui contient cinq couches. Il est important de noter que le nombre de couche du RFCHS peut varier de deux à plus de cinq, en fonction de facteurs liés aux objectifs de conception et aux conditions du site (Aubertin et al., 2016 ; Carson et Tolaymat 2017, Maqsoud et al., 2021).

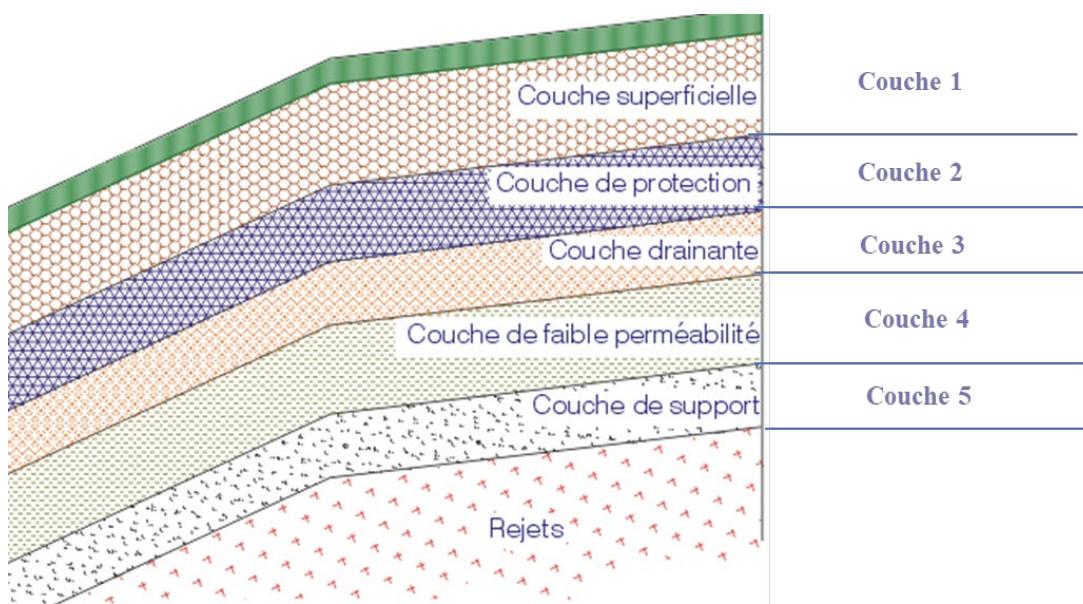


Figure 2.2 Configuration des couches RFCHS (Aubertin et al., 1995).

Le tableau 2.2 présente la description et les principales caractéristiques de chaque couche du RFCHS illustrée à la figure 2.2. D'après la description ci-dessous, différents matériaux peuvent être utilisés comme barrières hydrauliques dans les RFCHS ; ceux qui sont le plus souvent proposés sont les géomembranes (GM), les géocomposite bentonitiques (GCB) et les argiles compactées (AC). Les RFCHS peuvent également contribuer à contrôler la migration de l'oxygène. Les propriétés de chaque matériau, en particulier la couche 4, influencent la performance du contrôle

de l'infiltration d'eau à court et à long terme. Une description de ces matériaux et de leurs propriétés est présentée ci-dessous.

Tableau 2.2 Configuration et description des couches RFCHS (Bussière & Guittonny, 2021)

Couche	Caractérisation des couches
de surface	La couche 1 est généralement constituée de sols organiques pour faciliter l'implantation de la végétation.
de protection	La couche 2 est une couche de protection destinée à stabiliser physiquement le site et à empêcher les bio-intrusions. Elle est constituée de matériaux grossiers à forte teneur en cailloux.
de drainage	La couche 3 est une couche de drainage constituée d'un matériau grossier (par exemple, du sable et/ou du gravier) qui contrôle l'écoulement de l'eau et agit également comme un bris capillaire évitant le mouvement ascendant de l'humidité. Le matériau a généralement un $k_{sat} > 10^{-3}$ cm/s.
de faible perméabilité	La couche 4 est la couche de faible conductivité hydraulique saturée (également connue sous le nom de barrière hydraulique). Elle peut être constituée de sols fins (argile ou silt fin) compactée, d'une géomembrane (GM), ou d'un géocomposite bentonitique (GCB), d'un mélange sol-bentonite ou d'une combinaison de ces matériaux. La valeur typique de k_{sat} pour la couche D est $< 10^{-7}$ cm/s.
de support	La couche 5 est la couche de support placée sur les résidus réactifs. Elle est constituée d'un matériau granulaire qui doit avoir une bonne capacité de charge pour supporter des équipements lourds. Elle peut également agir comme un bris capillaire qui empêche les mouvements ascendants ou descendants de l'humidité. En général, la valeur k_{sat} de cette couche est $\geq 10^{-3}$ cm/s.

2.1.2.1 Géomembrane (GM)

Une géomembrane est un revêtement ou une barrière constituée d'une membrane en plastique à très faible perméabilité utilisé en génie civil pour contrôler la migration des fluides (c'est-à-dire des liquides ou des gaz) (Sharma et Lewis, 1994 ; Rollin et al. 2002 ; Booker et al, 2004; Ewais et Rowe 2004; Müller, 2007). Les géomembranes sont habituellement fabriquées sous la forme de feuilles polymères continues relativement minces; elles peuvent également être fabriquées en imprégnant des géotextiles avec des liants bitumineux, des pulvérisations de polymères, des élastomères ou comme géocomposites bitumineux multicouches (Koerner et al 1993; Koerner, 2005; Llinas et Breul, 2023). Dans ce qui suit, on mettra l'emphase sur les géomembranes de type plastique.

Il existe différents types de GM et leur classification est basée sur la résine polymère utilisée dans leur composition (Hsuan et al. 2008) : Polyéthylène (PE), Polypropylène (PP), Chlorure de polyvinyle (PVC) et Polyéthylène téréphtalate (PET). Le groupe des géomembranes en PE est le plus utilisé dans les RFCHS. Les géomembranes en PE sont également classées en fonction de leur densité (ASTM D 7700 2022) : le polyéthylène basse densité (LDPE) a une densité comprise entre 0,919 et 0,926 g/cm³ ; le polyéthylène moyenne densité (MDPE) a une densité comprise entre 0,926 et 0,940 g/cm³ ; et le polyéthylène haute densité (HDPE) a une densité supérieure à 0,940 g/cm³.

La performance des RFCHS fabriqués à partir de GM peut être estimée par le taux de percolation des fluides par unité de surface (Giroud, 1998 ; Brachman et al. 2011 ; Rowe et al. 2012). L'eau ou les fluides en général peuvent s'écouler à travers les RFCHS avec GM en se déplaçant dans les GM (si les GMs sont intacts) et à travers les défauts des GM générés principalement lors de la construction (Giroud, 1984; Mitchell, 1984; Bass et al., 1985; Giroud et Bonaparte, 1989; Scheirs, 2009). En laboratoire, pour des GM intacts, l'étanchéité peut être évaluée en appliquant une différence de hauteur d'eau de 100 kPa entre les deux faces d'un MG plat placé dans une cellule en acier inoxydable selon la norme NF EN 14150 (AFNOR, 2006). Le débit d'eau considéré acceptable correspond à 10^{-4} m³ m⁻² j⁻¹ (Rollin et al. 2002). Le coefficient de diffusion effectif D_e pour l'oxygène d'une GM intact se situe entre 1 et 4×10^{-11} m²/s (Epacher et al. 2000 ; Patterson et al. 2006). Le flux d'oxygène à travers les GM estimé au laboratoire est d'environ 1,7 et 1,9 mol-O₂ m⁻² an⁻¹ (Kim et Benson, 1999).

Sur le terrain, le volume d'eau percolée ou les flux d'oxygène à travers des RFCHS constitués de GM est nettement supérieur au volume ou flux mesuré en laboratoire dans des conditions idéales sur des GM intacts, compte tenu des défauts qui apparaissent pendant et après la construction de la couverture. Les défauts sont principalement liés à une mauvaise soudure sur le terrain, à des trous, à des déchirures, à des coupures, à un manque de soudure et à des brûlures. Les plis avec défauts et déformations peuvent augmenter de manière significative la percolation à travers les défauts (Foose et al. 2001 ; Brachman et al. 2011 ; Rowe et al. 2012). Il est important de souligner que pour réduire les défauts sur le terrain, il est nécessaire de mettre en œuvre un programme rigoureux de contrôle de la qualité au niveau du fabricant et de l'entrepreneur.

La conception et la construction des RFCHS constitués de GM impliquent également une analyse de la stabilité physique. Les concepteurs doivent s'assurer qu'un facteur de sécurité suffisant est atteint contre différents types de défaillances dues à différents types de contraintes-déformations, de déplacements et de charges dynamiques (Koerner 2012 ; Aubertin et al. 2016), ce qui est particulièrement important lorsque les GM sont utilisées sur des surfaces inclinées alors que l'angle de frottement entre les GM et les sols est habituellement plus faible qu'entre deux sols. Dans ces situations, il convient donc d'utiliser des GM texturés plutôt que des GM lisses.

2.1.2.2 Géocomposite bentonitique (GCB)

Les GCB sont des barrières hydrauliques fabriquées en usine et constituées d'une couche de bentonite entourée de géotextiles adhérant mécaniquement à la bentonite par des aiguilles, des coutures ou des adhésifs chimiques (Clem, 1985). L'épaisseur des GCL (revêtements d'argile géosynthétique) est approximativement comprise entre 5 et 12 mm (Dickinson et Brachman, 2008 ; Kong et al., 2017 ; Chen et al., 2018).

Les bentonites utilisées dans les GCB sont composées principalement de montmorillonite; on recommande habituellement une bentonite de haute qualité à une teneur en montmorillonite comprise entre 75 et 90% (Egloffstein 2001 ; Bouazza et al. 2002 ; Lee et al. 2005). Les GCB ont une faible conductivité hydraulique saturée (dans les tests de perméabilité effectués sur des GCL entièrement hydratés avec de l'eau non cationique) de l'ordre de 10^{-12} et 10^{-10} m/s (Daniel et al. 1997 ; Bouazza 2002 ; Rowe et al. 2004 ; Shackelford et al. 2010). Il est intéressant de noter que lors de la perméation du GCB, une diminution de la conductivité hydraulique est observée au cours

des premiers jours (Xue et al. 2012), ce qui démontre l'importance de l'hydratation du GCB pour obtenir de bonnes performances sur le terrain.

L'hydratation et les liquides perméants peuvent également avoir un impact significatif sur la valeur de k_{sat} de la GCB (Petrov et Rowe, 1997 ; Xue et al. 2012 ; Yesiller et al. 2019). La concentration en éléments du fluide qui percole à travers la GCB affecte le gonflement et la conductivité hydraulique. Les bentonites sodiques présentent une très faible conductivité hydraulique à l'eau déionisée, d'environ 10^{-11} m/s, en raison du gonflement osmotique en présence de Na^+ monovalent qui réduit la taille et augmente la tortuosité de l'espace poreux contenant de l'eau mobile (Norrish et Quirk 1954 ; van Olphen 1977 ; McBride 1994 ; Prost et al 1998 ; Jo et al 2001 ; Kolstad et al 2004). Néanmoins, le remplacement des cations monovalents Na à la surface par des cations bivalents/polyvalents se traduit par une augmentation de la conductivité hydraulique (Mesri et Olson 1971 ; Egloffstein 1997 ; Shackelford et al. 2000 ; Jo et al. 2000 ; Jo et al. 2001 ; Kolstad et al. 2004).

La contrainte de confinement peut influencer les propriétés des GCB. En tant que matériau de couverture, la GCB supporte de faibles contraintes de confinement ce qui peut augmenter les valeurs de k_{sat} (Estomell et Daniel, 1992 ; Rad et al., 1994 ; Petrov et al., 1997 ; Ryhl et Daniel, 1997 ; Shackelford et al., 2000 ; Barroso, 2005). Des essais approfondis en laboratoire ont été réalisés pour étudier les facteurs influençant la capacité d'autocicatrisation des GCL. Les argiles gonflantes à haute plasticité ne sont pas significativement affectées par les cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage lorsque les essais sont réalisés avec de l'eau à faible concentration de cations inorganiques multivalents (Kraus et al., 1997 ; Podgorne et Bennett, 2006). (Shan et Daniel, 1991), ce qui valide sa capacité d'autoréparation. Cependant, le potentiel d'autocicatrisation du GCB est significativement réduit lorsqu'il est hydraté et imprégné d'eau cationique inorganique multivalente; dans ces conditions, des essais ont montré qu'il y a une diminution du k_{sat} suite à l'exposition des GCB à des cycles de gel-dégel (Chevé et al. 2019).

En ce qui concerne les RFCHS construits sur des résidus miniers réactifs, il est important de connaître les propriétés hydrogéologiques de tous les matériaux du recouvrement et le comportement mécanique pour l'analyse de la stabilité (par exemple, la résistance au cisaillement interne de la GCB et la résistance au cisaillement de l'interface entre la GCL et les matériaux adjacents). Comme pour les GM, des défauts peuvent également apparaître lors de la construction

RFCHS constitués de GCB, ce qui peut réduire significativement la performance du système de recouvrement. Les dommages les plus courants lors de l'installation dans les champs sont : la perforation par des objets tranchants (Shen et al. 2013) ; les mauvaises connexions entre les panneaux (Fox et al, 1998); la génération de zones avec peu ou pas de bentonite (Rowe et Orsini, 2003; Brachman et al. 2015) l'influence des cycles climatiques (ex. cycles de mouillage séchage ou de gel et dégel) qui peuvent provoquer la fissuration de l'argile et une plus grande conductivité hydraulique (De Camillis et al 2016).

2.1.2.3 Argile compactée (AC)

Les argiles compactées ont été couramment utilisées dans le passé dans les RFCHS. Les principales caractéristiques des matériaux argileux composant le RFCHS recommandées sont (Benson et al. 1994 ; Marcoen et al. 2000, Roque et Didier, 2006, Bussiere et Guittonny, 2021) : conductivité hydraulique saturée $\leq 10^{-7}$ cm/s ; fraction argileuse ($<2 \mu\text{m}$) $> 15\%$; $7\% <$ indice de plasticité (IP) $< 20\%$ s'il est prévu des cycles de gel-dégel et mouillage-séchage ; limite liquide (LL) $> 20\%$; pourcentage de particules fines $> 30\%$; teneur en gravier $< 50\%$.

Les cycles de gel-dégel peuvent affecter la performance des RFCHS car ils peuvent modifier la structure des sols plastiques à grains fins et, par conséquent, changer leurs propriétés. Les couches 1, 2 et 3 visent d'ailleurs à limiter l'impact des cycles mouillage-séchage et gel-dégel sur les couches sous-jacentes. Les processus pédogéniques dans leur ensemble jouent un rôle important dans l'efficacité des RFCHSs constituées d'argile (Montgomery et Parsons 1990 ; Benson et Wang 1996 ; Khire et al. 1999 ; Melchior 1997 ; Dwyer 2003 ; Albright et al. 2006). La structure des sols argileux est fortement influencée par les processus de surface courants qui peuvent dégrader les couvertures en quelques années seulement. L'ajout d'une deuxième barrière hydraulique (par exemple, GM ou GCL) est recommandé pour assurer une performance à long terme dans le contrôle de l'infiltration de l'eau (Albright et al. 2006).

La composition de l'argile, c'est-à-dire la teneur en différents types de minéraux argileux, a également une influence importante sur le comportement hydrogéologique et mécanique, ce qui peut affecter de manière significative la stabilité des ouvrages. Par exemple, Song et Hong (2020) ont étudié l'effet des minéraux argileux sur la succion des sols non saturés à l'aide d'un appareil automatisé à courbe caractéristique de l'eau du sol, et leur conclusion est que les caractéristiques non saturées dépendent en grande partie de la composition minérale de l'argile et de la distribution

de la taille des particules. En ce qui concerne le comportement mécanique, la cohésion des résidus augmente de façon continue avec le pourcentage de minéraux argileux.

2.1.3 Propriétés de base et facteurs d'influence des matériaux dans les RFCHS

Ce projet de recherche touche plus particulièrement les RFCHS constitués d'argile compactée. Des informations supplémentaires sur ce type de matériau, leurs propriétés et les facteurs qui vont influencer ces propriétés et, par le fait même, la performance du RFCHS, sont présentées dans ce qui suit.

À des fins de mise en contexte, il est bon de rappeler que pour caractériser les matériaux poreux, certaines propriétés sont utilisées. Les matériaux utilisés dans les RFCHS sont considérés comme des matériaux poreux non saturés. On est donc en présence d'un milieu triphasique composé de solides, d'eau et d'air dans des proportions différentes. Le milieu devient biphasé en l'absence d'eau (c'est-à-dire un matériau sec) ou d'air (c'est-à-dire un matériau saturé). La figure 2.3 montre une représentation des masses et des volumes des différentes phases impliquées. Les relations entre ces phases définissent certains indices critiques utilisés dans la caractérisation des sols, par exemple (Mbonimpa et al., 2021) : l'indice des vides (e), la porosité (n), le degré de saturation (S_r), la teneur en eau (w) et la masse volumique (ρ). Les limites d'Atterberg ou la limite de consistance sont des teneurs en eau pour lesquelles des changements significatifs dans le comportement du sol à grains fins se produisent. Il est possible de prévoir le comportement du sol en ingénierie en comparant la teneur en eau naturelle du sol avec ses limites d'Atterberg. Les limites d'Atterberg comprennent la limite de liquidité (LL), la limite plastique (LP), et l'indice de plasticité (IP), qui est la différence mathématique entre LL et LP. De plus, la limite de contraction (SL) peut également être calculée.

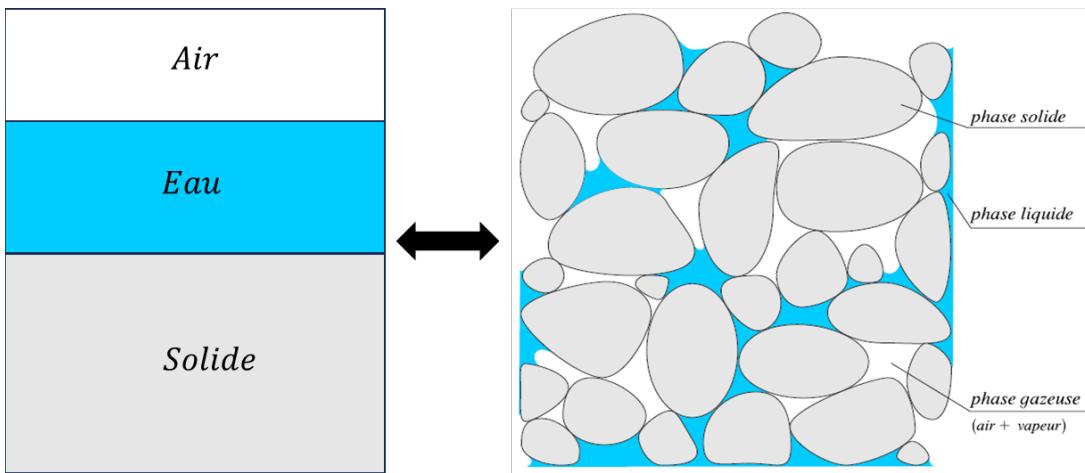


Figure 2.3 Représentation du diagramme de phase du sol (Veenstra et al., 2005).

La texture du sol, c'est-à-dire la relation entre la distribution de la taille des grains et la forme des grains, est considérée comme l'une des propriétés du sol les plus importantes, car de nombreuses propriétés du sol dépendent de la distribution de la taille des grains, y compris les propriétés hydrogéologiques (par exemple, la conductivité hydraulique saturée et non saturée et la courbe de rétention d'eau), les propriétés thermiques et le soulèvement dû au gel. Le système de classification des sols (Hough, 1957) le plus courant (Daryati et al. 2019) est le système unifié de classification des sols (USCS). Dans ce système (Casagrande, 1947) les sols grossiers sont classés en fonction de la distribution de la taille des grains et les sols fins sont classés en fonction de la distribution de la taille des grains et des limites d'Atterberg.

Pour un sol donné, les principaux facteurs pouvant influencer les propriétés des matériaux utilisés dans les systèmes de revêtements sont : le compactage et la structure du sol; les cycles gel-dégel et les cycles mouillage-séchage; et les racines des plantes. Une description de ces facteurs et de leurs potentielles influences est présentée ci-après.

2.1.3.1 Compactage et structure du sol

Le compactage du sol dans les couches du système de revêtement va affecter la conductivité hydraulique et les caractéristiques de rétention d'eau en affectant la densité sèche du matériau et, par le fait même la porosité. L'essai de compactage Proctor (Proctor, 1993) est une méthode de laboratoire utilisée pour caractériser expérimentalement les propriétés de compactage. L'essai met en relation la densité sèche du sol et sa teneur en eau lorsque soumis à une énergie de compactage donnée. L'essai permet de déterminer des paramètres tels la densité sèche maximale γ_{dmax} et la

teneur en eau optimale (w_{opt} ; teneur en eau lorsque la densité sèche maximale est atteinte). Une courbe de compactage typique est illustrée à la figure 2.4 où la teneur en eau (w) du sol est présentée en fonction de la poïs volumique (γ_d) pour un effort de compactage donné.

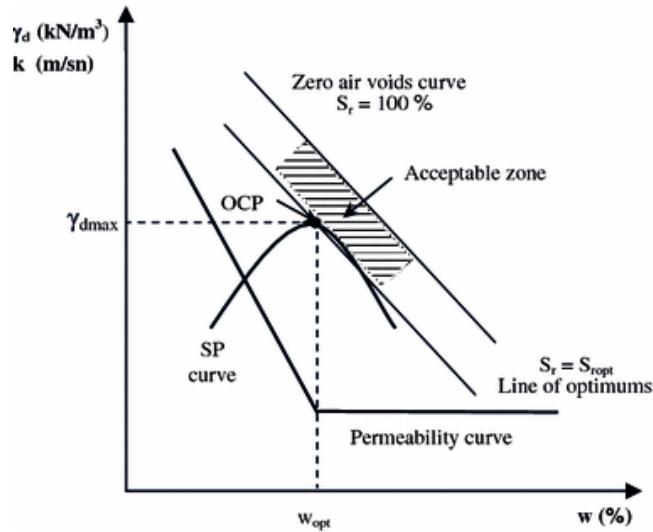


Figure 2.4 Représentation d'une courbe typique de compactage du sol. (Sivrikaya, 2008).

Benson et Boutwell (1992) ont proposé des critères de compactage pour les argiles utilisées comme couche de faible perméabilité dans les RFCHS. On recommande le compactage du sol du côté humide de l'optimum Proctor. Du côté humide de l'optimum, le sol a une résistance au cisaillement plus faible et les mottes sont donc plus faciles à réarranger, ce qui donne une masse dense et relativement homogène avec des pores fins et, par conséquent, une faible conductivité hydraulique (Benson et Daniel, 1990 ; Shackelford et Javed, 1991). Du côté sec de l'optimum, les mottes d'argile sont plus dures et donc plus difficiles à réarranger, de sorte que le sol compacté du côté sec de l'optimum contient des pores plus larges et, par conséquent, la conductivité hydraulique est plus élevée. Les sols à texture fine sont les plus touchés par le compactage. Les macropores sont plus affectés par le compactage du sol que les micropores (Nawaz et al., 2013).

Le processus de compactage du sol augmente la densité du sol et réduit l'espace poreux total ; en conséquence, les propriétés du sol liées à l'eau sont considérablement modifiées. La relation entre le potentiel matriciel (ou succion) et la teneur en eau volumique est influencée par le compactage. La figure 2.5 montre la relation entre la conductivité hydraulique saturée et la teneur en eau. Par le fait même, la conductivité hydraulique non saturée variera selon le compactage puisque cette

dernière est liée à la quantité d'eau dans le sol (Mapa et al., 1986 ; Horton et al., 1989 ; Assouline, 2006).

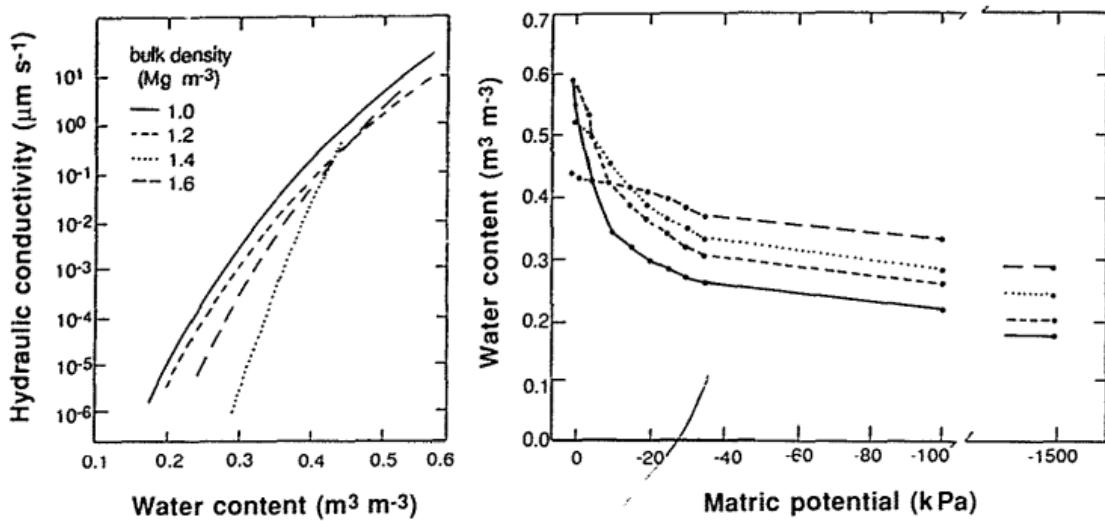


Figure 2.5 Conductivité hydraulique non saturée et caractéristiques de l'eau du sol pour le loam de Barnes compacté à des masses volumiques connues. (Reicosky et al., 1981)

À noter une dernière remarque en lien avec le compactage. Dans le contexte de la végétalisation des sites miniers, le compactage du sol où prend place les racines de la végétation doit être minimal. Le compactage du sol réduit la macroporosité du sol, la circulation de l'air, l'infiltration de l'eau et la pénétration des racines, tout en augmentant le ruissellement des eaux de pente (Bussiere et Guittonny, 2021). Le compactage du sol constitue un inconvénient pour la végétation, car il entrave la circulation essentielle de l'eau et de l'oxygène vers le système racinaire vital d'une plante. De plus, le compactage empêche l'eau de pénétrer dans le sol, ce qui provoque son accumulation à la surface et son évaporation. Étant donné que les plantes dépendent d'un apport régulier d'eau et d'oxygène pour leur survie, un sol compacté peut avoir un effet néfaste sur leur développement (Kirkegaard et al., 2007 ; Nawaz et al., 2013).

2.1.3.2 Cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage

La performance des RFCHS peut être influencée par le cycle de gel-dégel. Les cycles de gel-dégel peuvent affecter la structure des sols plastiques à grains fins et, par conséquent, modifier leurs propriétés (Bussiere et Guittonny, 2021). Comme les RFCHS sont exposés à des températures froides au Québec, cet aspect doit être pris en considération dans leur conception. En résumé, le

front de gel dans la couche d'argile crée une succion qui attire les molécules d'eau de la zone non gelée vers le front de gel, de sorte que pendant ce processus, l'eau se transforme en glace et la glace exerce une pression sur le sol environnant, provoquant son déplacement, sa réorganisation et sa consolidation (Benson et Othman, 1993). La figure 2.6 montre une augmentation de k_{sat} d'un à deux ordres de grandeur après trois à cinq cycles de gel et de dégel (Daniel et Wu 1993 ; Albrecht et Benson 2001 ; Chapuis 2013). On reconnaît habituellement que la performance du système de recouvrement n'est pas critique pendant l'état gelé en raison de la faible conductivité hydraulique saturée des matériaux gelés (Fredlund et al. 2012) et de la basse température qui réduit l'oxydation des sulfures.

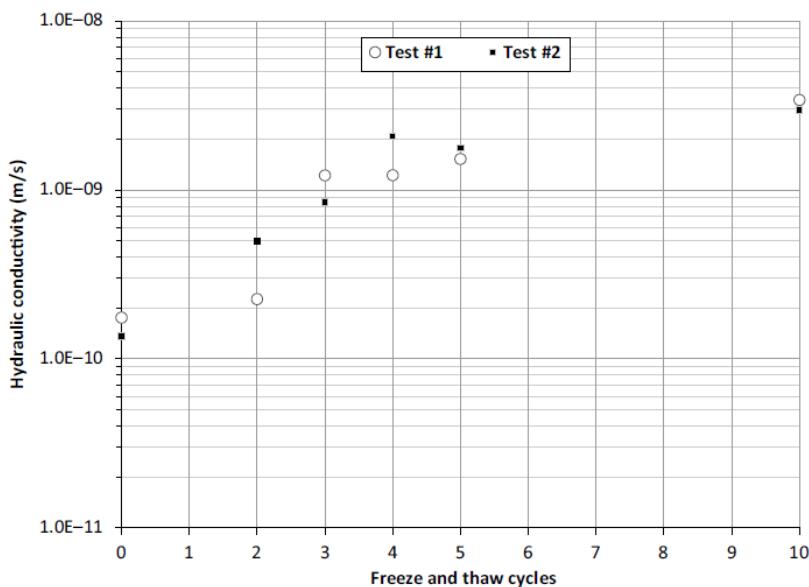


Figure 2.6 Comportement de la conductivité hydraulique saturée dans le cycle gel-dégel.
(Melchior, 1997).

Il convient de noter que les cycles de gel et de dégel ont une double influence sur la densité du sol, c'est-à-dire que les sols lâches ont tendance à se densifier et que les sols denses deviennent plus lâches après les cycles de gel et de dégel (Viklander, 1998 ; Qi et Ma, 2006 ; Qi et al., 2008 ; Ren, 2019). La figure 2.7 illustre le processus de gel et de dégel pour des sols initialement lâches et denses. Le sol initialement lâche présente une diminution de volume pendant le dégel et une augmentation pendant la congélation, de sorte que la densité augmente après les cycles de gel-dégel et que les particules de sol les plus grosses se rapprochent les unes des autres. Cependant, comme la portion de vide du sol initialement dense peut augmenter en raison du cycle de gel et de dégel,

les particules de sol occupent des positions différentes après le dégel, ce qui entraîne une augmentation nette du volume du sol. Par conséquent, la structure du sol est légèrement plus lâche qu'avant la congélation. À noter que les l'indice des vides des deux sols atteignent une valeur résiduelle après un certain nombre de cycles de gel-dégel.

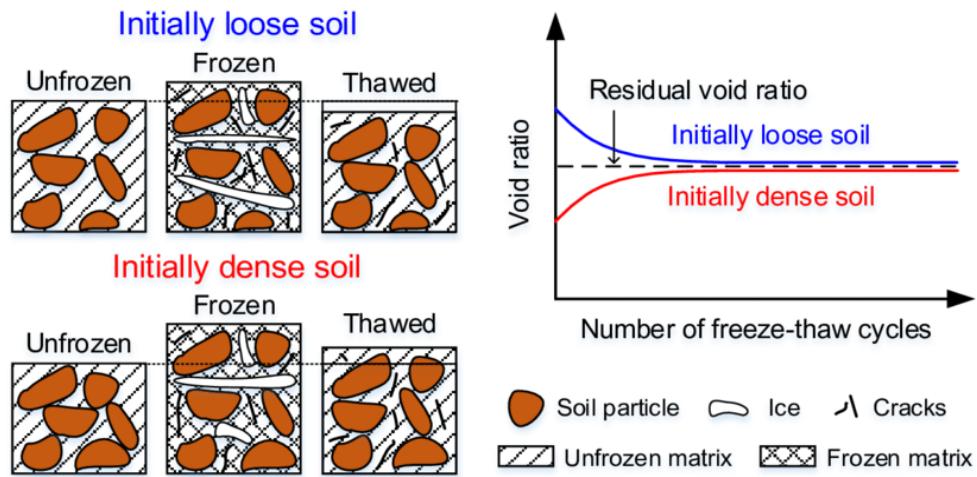


Figure 2.7 Comportement du cycle gel-dégel pour des sols initialement lâches et denses. (Ren, 2019).

Les cycles de mouillage et séchage affectent davantage les sols fins que les sols grossiers en raison de la dessiccation (Daniel et Wu 1993 ; Benson et Khire 1997 ; Albrecht et Benson 2001 ; Melchior, 1997 ; Konrad et Ayad 1997 ; Saleh-Mbemba et al. 2016). La dessiccation est définie comme le processus de perte d'eau des pores d'un sol exposé des conditions d'assèchements. Les conditions climatiques d'assèchements peuvent affecter les déformations verticales (et horizontales) des matériaux fins créant ainsi l'apparition de fissures de dessiccation. Des études menées sur des couvertures d'argile compactée utilisées pour contrôler l'infiltration d'eau dans les décharges de déchets domestiques ont montré qu'elles étaient sujettes à des dommages causés par la dessiccation (Daniel et Wu 1993). La figure 2.8 montre une augmentation des taux de percolation au fil des ans en raison de la détérioration qui se produit principalement à cause des cycles de mouillage et séchage d'une couche d'argile.

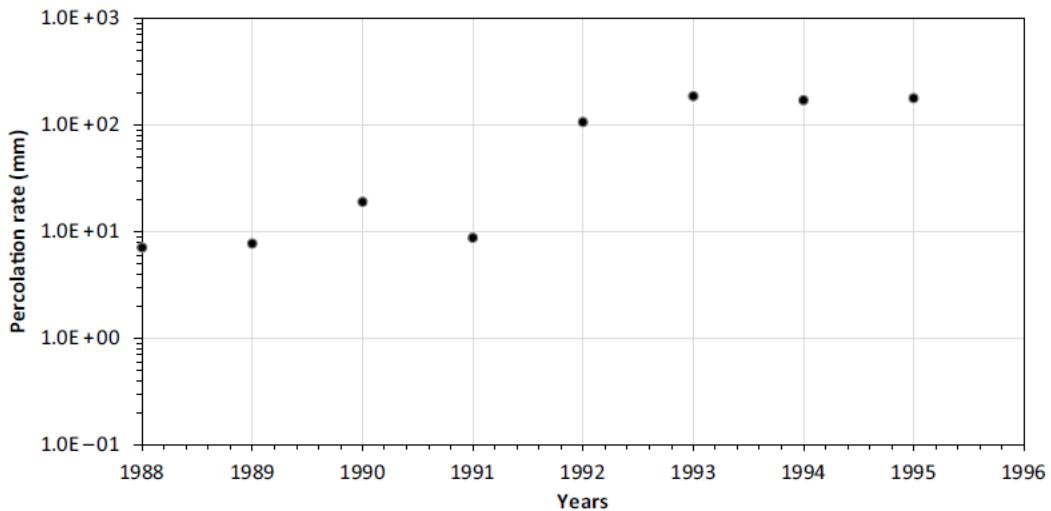


Figure 2.8 Comportement du taux de percolation d'une couche d'argile en fonction du temps. (Melchior, 1997).

Albrecht et Benson (2001) ont étudié l'effet de la dessiccation sur les argiles naturelles compactées. Les échantillons de sols Houston Red et Denver ont un indice de plasticité et un pourcentage de particules fines ($<0,075$ mm) plus élevés que les échantillons Lodgement et Sauk County. La figure 2.9a montre la fissuration de quatre échantillons après trois cycles de séchage ainsi que le rapport de conductivité hydraulique saturée (conductivité hydraulique après cycles de mouillage-séchage normalisée par la conductivité hydraulique initiale). En utilisant l'essai Proctor standard, les échantillons ont été compactés à environ 3 % de la teneur en eau optimale. L'échantillon de Houston Red présentait de grandes fissures, les échantillons de Denver et de Sauk County présentaient des fissures intermédiaires, et les échantillons de Lodgement ne présentaient que de petites fissures.

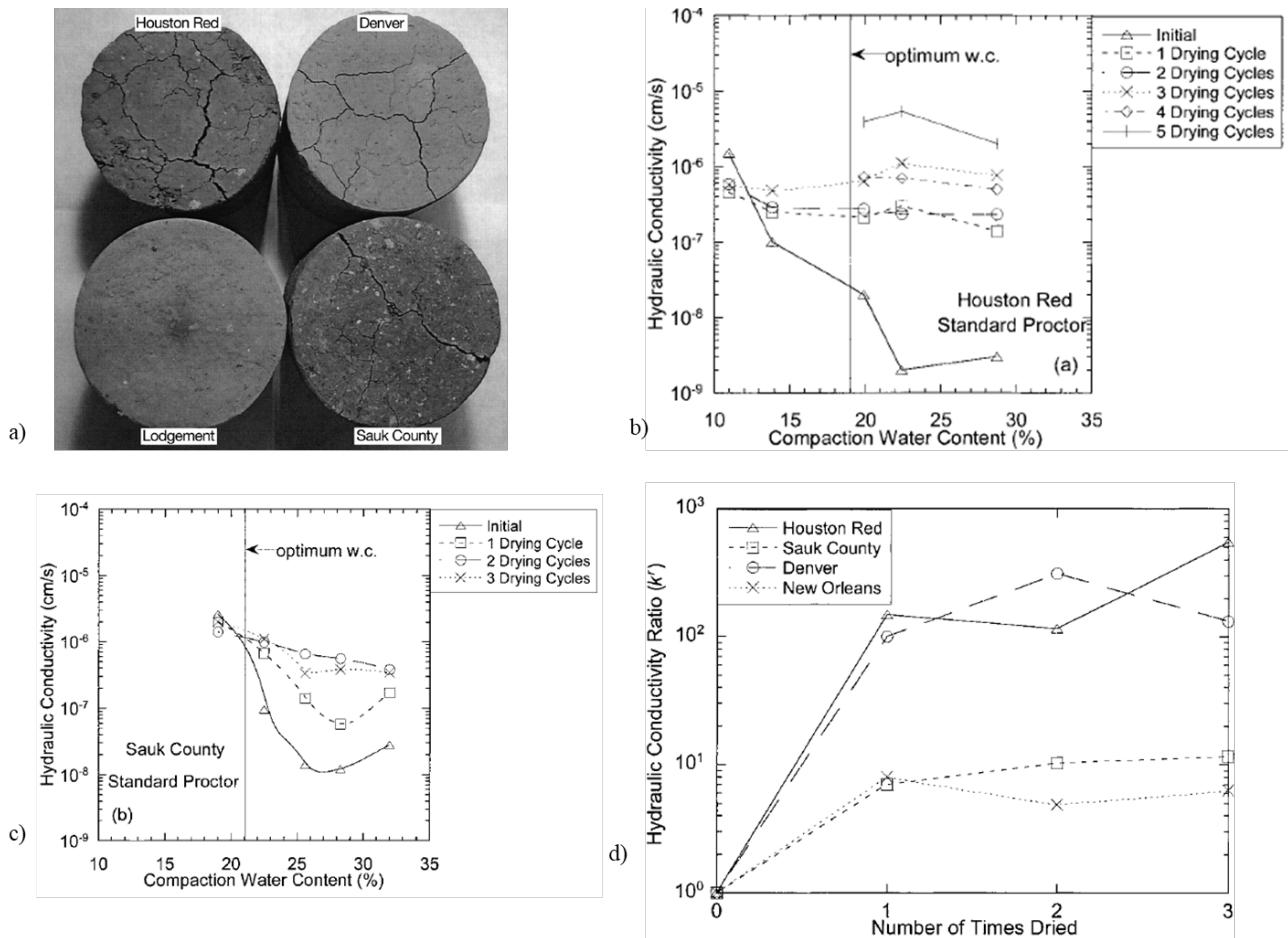


Figure 2.9 Effet du séchage sur les argiles naturelles compactées. a) fissuration de quatre échantillons après trois cycles de séchage. b) et c) comportement de la conductivité hydraulique en fonction de la teneur en eau de compactage. d) conductivité hydraulique en fonction du nombre de cycles de séchage hydraulique (Albrecht & Benson, 2001).

Les résultats des essais de conductivité hydraulique en fonction de la teneur en eau de compactage et du nombre de cycles de de mouillage et séchage pour les sols de Houston Red et de Sauk County sont également présentés dans la figure 2.9b et figure 2.9c ci-dessus. La conductivité hydraulique des échantillons compactés à l'état humide optimal a considérablement augmenté entre un et deux cycles de séchage. Il y a eu une augmentation de la conductivité hydraulique saturée importante pour le sol Houston Red de près de trois ordres de grandeur après trois cycles de séchage, lorsque le sol a été compacté de manière optimale. Le même comportement peut également être observé pour le sol de Sauk County, mais avec une augmentation de la conductivité hydraulique de près de deux ordres de grandeur. Le rapport de conductivité hydraulique en fonction du nombre de cycles

de mouillage et séchage est également montrée dans la figure 2.9d pour des échantillons compactés à la teneur en eau optimale avec l'énergie d'un essai Proctor standard. Les échantillons de sols Houston Red et Denver qui ont un indice de plasticité et un pourcentage de particules fines ($<0,075$ mm) élevés, ont une plus forte augmentation du rapport de conductivité hydraulique que les échantillons Sauk County et Lodgement qui sont moins plastiques. Ces résultats mettent en lumières l'importance que peuvent avoir les cycles de mouillage et séchage sur la conductivité hydraulique saturée d'échantillons d'argile et que cet impact sera différent selon les caractéristiques des argiles et leur niveau de compactage.

2.1.1.3 Racines des plantes

Les racines des plantes peuvent affecter la performance de RFCHS en modifiant les propriétés des matériaux de recouvrement, en affectant le stockage de l'eau par l'évapotranspiration (aspect qui sera traité plus loin dans ce chapitre) et en consommant une partie de l'oxygène qui migre vers les résidus réactifs (Beven et Germann 1982 ; Breshears et al. 2005 ; Melchior et al. 2010; Proteau et al., 2020, 2021).

La croissance des racines fines occupera l'espace poreux du sol, ce qui tend à diminuer la proportion de vide du sol (Ng et al. 2016 ; Ni et al. 2019) et à réduire la conductivité hydraulique saturée (Larchevêque et al. 2013 ; Guittonny-Larchevêque et al. 2016 ; Jotisankasa et Sirirattanachat 2018 ; Ni et al. 2019 ; Angers et Caron 1998 ; DeJong et al. 2015 ; Ni et al. 2019 ; Jassogne et al. 2007 ; Ghestem et al. 2011). Cette présence de racines fines dans les pores peut également affecter les propriétés de rétention d'eau. Les travaux de Proteau et al. (2023) ont montré que la forme de la courbe évolue avec la présence des racines fines sans que l'AEV soit significativement différent. En revanche, la formation de macropores dans le sol (c'est-à-dire une augmentation du taux de vide) due au retrait des racines grossières après la décomposition (Jassogne et al. 2007 ; Ghestem et al. 2011) est liée à une diminution de la rétention d'eau dans le sol et à une augmentation de la conductivité hydraulique saturée.

La modification du sol en raison de la présence des racines (fines ou grossières) peut également affecter la capacité du système de recouvrement à contrôler la migration des gaz. On peut penser que plus il y aura de racines fines, moins il y aura de vides dans le sol et plus le sol retiendra de l'eau, ce qui est favorable au contrôle de la migration d'oxygène. Cependant, plus il y aura des racines grossières, plus il y a de risque qu'il y ait présence de macropores qui pourrait être favorable

à la migration d'oxygène. Enfin, des travaux récents de Proteau et al. (2020) ont montré que les racines pouvaient également consommer une partie de l'oxygène qui diffuse dans le sol ce qui aurait pour effet d'améliorer la performance du recouvrement à contrôler les flux d'oxygène.

Ces résultats montrent que l'impact de la végétation sur la performance des RFCHS est complexe et peut jouer dans les deux sens. D'autres facteurs tel l'espèce végétale, l'âge de la végétation, l'espacement entre les plantes vont également affecter l'influence des racines sur la performance des RFCHS (Scholl et al. 2014 ; Rahardjo et al. 2014 ; Leung et al. 2015 ; Yan et Zhang 2015; Jotisankasa et Sirirattanachat 2017; Ng et al. 2016; Ni et al. 2019).

2.1.4 Impact des conditions climatiques

Les conditions climatiques sont en contact direct avec les systèmes de recouvrement, ce qui influence leur performance. L'impact des conditions climatiques sur le système de recouvrement peut être représenté par le bilan hydrique, puisque la performance à contrôler la migration des fluides est étroitement liée aux composantes du bilan hydrique et à leurs interrelations.

Le bilan hydrique tient compte de toutes les entrées et les sorties d'un système ainsi que du changement dans le stockage de l'eau dans le sol. De façon spécifique, l'équation du bilan hydrique d'un RFCHS peut s'écrire de la façon suivante (Mbonimpa et al., 2021) comme dans l'équation 2.1 ci-dessous:

$$\Delta S = P - T - AE - R - Pe \quad (2.1)$$

Où P est la précipitation, AE est l'évaporation réelle, T est la transpiration par les plantes, Pe est la percolation, R le ruissellement et ΔS le changement dans le stockage de l'eau. Dans le cas de la mine Éléonore, l'objectif premier est de contrôler le plus possible la percolation afin de réduire au minimum les volumes d'eau qui seront en contact avec les rejets génératrices d'arsenic et également de maintenir le niveau phréatique à l'équilibre le plus bas possible afin de minimiser les risques d'instabilité physique de l'ouvrage. Une diminution des flux d'oxygène est également souhaitée afin de minimiser l'oxydation des minéraux sulfureux contenus dans les rejets miniers. Comme les intrants de l'équation du bilan hydrique sont les précipitations, un changement du régime de

précipitation pourrait affecter la performance du RFCHS. De plus, s'il y a changement au niveau des conditions climatique (ex. température plus chaude), cela pourrait affecter le paramètres AE. Au niveau du contrôle de l'oxygène, si les RFCHS sont exposés à de longues périodes de sécheresse, il est possible que la quantité d'eau stockée dans la couche de faible perméabilité diminue, ce qui entraînerait une moins bonne performance à contrôler les flux d'oxygène.

2.1.5 Effet de la végétation sur le bilan hydrique

La couverture végétale joue un rôle très important dans la protection de la surface du sol contre l'érosion hydrique, dans l'augmentation de la matière organique du sol, dans la capacité de rétention de l'eau, dans le ralentissement et la réduction du ruissellement de l'eau de surface, etc. Les systèmes de recouvrement doivent inclure lorsque possible une composante végétale afin de répondre aux objectifs finaux d'utilisation des terres (McLendon et al. 1997). Pour maintenir leur performance à long terme, les systèmes de recouvrement doivent être considérés comme des systèmes dynamiques qui incluent des interactions avec la végétation (Piet et al. 2005; Bussière et Guittonny, 2021). Dès qu'elles sont installées, les plantes en croissance modifient localement le bilan hydrique des systèmes de couverture.

La végétation affecte les systèmes de recouvrement entre autres via la transpiration (Albright et al. 2006). La transpiration est responsable de la vapeur d'eau perdue par les plantes au niveau des feuilles, qui est pompée par les racines dans le sol et transportée par les tiges jusqu'au feuilles (Lambers et al. 2008). Ce processus va modifier le stockage de l'eau dans les matériaux. Des études de terrain portant sur le bilan hydrique des systèmes de couverture, avec ou sans végétation, sont rares, particulièrement dans le contexte climatique québécois. Récemment, les travaux de Jalabert (2024) ont étudié l'influence de la végétation sur des recouvrements en sol avec ou sans végétation. Ils ont montré que des saules à croissance rapide, après quelques années, ont permis d'augmenter la portion évapotranspiration significativement par rapport à des conditions sans végétation.

L'évaluation de l'effet global d'une communauté végétale sur le bilan hydrique reste difficile en raison de la présence d'espèces multiples et des variations dans l'âge des plantes et l'intensité de la colonisation (Proteau et al. 2020). De plus, avec le temps et sous CC, les communautés végétales évolueront, tout comme leurs effets sur le bilan hydrique. Enfin, le développement des plantes et la colonisation des racines peuvent être spécifiques aux matériaux utilisés pour construire les couvertures, en particulier lorsque des rejets miniers sont recyclés (Guittonny, 2021).

2.1.6 Informations supplémentaires sur l'évapotranspiration

Cette partie vise à fournir des informations supplémentaires pour la compréhension du phénomène d'évapotranspiration (évaporation et transpiration) qui seront utiles plus tard dans ce document.

L'évaporation est un flux d'eau sous forme de vapeur (Knight, 1998). Un flux peut être défini comme la quantité d'un élément quelconque se déplaçant au travers d'une surface par unité de temps. Le flux dépend du nombre de particules de l'élément traversant la surface, de la taille de cette surface, et du temps pris par la particule pour effectuer ce déplacement (Burba, 2022).

L'évapotranspiration est un terme qui combine l'évaporation et la transpiration. Il est important de faire la distinction entre l'évapotranspiration réelle, l'évaporation réelle et l'évapotranspiration potentielle. L'évapotranspiration réelle fait référence à l'eau évaporée du sol et des plantes dans des conditions naturelles, tandis que l'évapotranspiration potentielle représente la quantité maximale d'eau qui pourrait être évaporée dans un climat donné, avec un sol bien alimenté en eau et un couvert végétal continu. En revanche, l'évaporation potentielle correspond à la quantité de vapeur d'eau émise par une surface d'eau libre dans les conditions ambiantes (WMO, 1992). L'évapotranspiration, exprimée en millimètres d'eau évaporée, peut également être convertie en kilogrammes par mètre carré par unité de temps (jours, mois, années) (WMO, 2018).

Environ 60 % des précipitations annuelles retournent dans l'atmosphère par évapotranspiration (Shiklomanov, 1993), bien que ce processus soit difficile à observer et à mesurer en raison de la nature gazeuse de l'eau dans l'atmosphère. Le taux d'évapotranspiration est contrôlé par plusieurs facteurs, tels que les conditions climatiques, le type de sol, la végétation et le degré de couverture végétale (Anctil et al., 2012). Parmi les paramètres météorologiques importants, notons la température de l'air, l'humidité, l'intensité des radiations solaires et la vitesse du vent. Ce dernier joue un rôle essentiel en remplaçant les masses d'air saturées près de la surface évaporante par des masses d'air généralement plus sèches et plus fraîches, ce qui favorise l'évaporation. D'autres facteurs physiques, tels que la pente, la rugosité de la surface, la réflectance ou albédo, l'émissivité qui désigne la capacité d'un matériau à absorber et émettre l'énergie rayonnée (Dubois et al., 1995) ainsi que la conductivité thermique, influencent également le processus. Tous ces éléments, combinés, déterminent l'évaporativité atmosphérique, définie comme le flux maximal d'eau susceptible de s'évaporer dans l'atmosphère (Anctil et al., 2012; Hillel, 2003).

L'évaporation, qui correspond à la transition du liquide à la vapeur, peut être décrite en combinant les lois de Darcy et de Fick. Le logiciel SEEP/W intègre un ensemble d'équations pour modéliser le transfert couplé de chaleur et de masse dans le sol, en utilisant l'« évaporation réelle » comme condition limite dans ses calculs. Ce paramètre est déterminé à l'aide de la formulation de Penman-Wilson (Wilson, 1990; GEOSLOPE, 2004). SEEP/W prend en compte les caractéristiques hydriques et thermiques des matériaux et intègre l'effet des conditions climatiques. Les calculs peuvent être effectués en régime permanent ou transitoire. SEEP/W résout l'équation de Richards pour décrire le mouvement de l'eau et résout les première et deuxième loi de Fick pour modéliser la diffusion et la consommation d'oxygène. Des détails supplémentaires sur les équations mathématiques utilisées par SEEP/W (précédemment dénommée VADOSE/W) sont disponibles dans les travaux de Wilson (1990), Wilson et al. (1994), ainsi que dans Demers (2008).

2.2 Mouvements de l'eau et du gaz dans les systèmes de recouvrement

La performance des RFCHS va dépendre de leur capacité à contrôler le mouvement des fluides. Ainsi, si on veut comprendre leur fonctionnement, il est nécessaire de bien comprendre le mouvement des fluides (eau et gaz) dans les sols. Cette section passe donc en revue le mouvement de l'eau et des gaz dans les systèmes de recouvrement constitués de matériaux naturels poreux.

2.2.1 Mouvement de l'eau en milieu saturé et non saturé

La loi de Darcy décrit l'écoulement de l'eau dans un milieu poreux saturé (Darcy, 1856). L'équation de Darcy (équation 2.2 ci-dessous) indique que le débit (Q) dépend du gradient de charge hydraulique (i), de l'aire de la section (A) et de la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) :

$$Q = k_{sat} i A \quad (2.2)$$

L'équation peut également être écrite en fonction du débit spécifique (Q/A); le signe négatif dans l'équation 2.3 indique que l'écoulement se fait contre le gradient de charge (c'est-à-dire d'une charge hydraulique h plus élevée à une charge hydraulique plus faible).

$$q = -k_{sat} \frac{dh}{dx} \quad (2.3)$$

Richards (1931) a montré que l'écoulement de l'eau en milieu non saturé peut être exprimé mathématiquement à l'aide de la loi de Darcy (équation 2.3), mais en considérant que la conductivité hydraulique n'est pas une constante mais plutôt une fonction de la charge hydraulique (équation 2.4) :

$$q = -k(h)\nabla h \quad (2.4)$$

Le principe de continuité permet de dériver l'équation générale de l'écoulement de l'eau (en milieu saturé ou non saturé), y compris les processus d'écoulement transitoires (différents de l'état d'équilibre) dans lesquels les milieux poreux tels que le sol peuvent gagner/perdre de l'eau. Il suggère que la variation du débit en fonction de la distance doit impliquer une variation de la teneur en eau en fonction du temps (équation 2.5) :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla q \quad (2.5)$$

Où, ∇ (la divergence) représente le gradient tridimensionnel dans l'espace (c'est-à-dire le débit q). En remplaçant le débit spécifique de l'équation 2.5 par l'équation 2.4, on obtient l'équation 2.6 en 1D qui représente l'écoulement de l'eau en milieu non saturé (Mbonimpa et al., 2021):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(k(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) \quad (2.6)$$

2.2.2 Propriétés des matériaux saturés

La section précédente a montré que pour connaître les débits d'eau s'écoulant à travers un sol saturé, il est nécessaire de connaître k_{sat} . La conductivité hydraulique (k_{sat}) est un paramètre fondamental en hydrogéologie qui quantifie la capacité d'un milieu poreux à transmettre l'eau. La conductivité hydraulique est définie mathématiquement comme la constante de proportionnalité entre le débit à travers un milieu poreux et le gradient hydraulique à l'origine de l'écoulement, avec les dimensions de la vitesse [L/T].

Diverses méthodes ont été développées pour mesurer la conductivité hydraulique sur la base de différents principes. Les principales méthodes de mesure du k_{sat} en laboratoire sont les suivants : l'essai de perméabilité au perméamètre à paroi flexible à charge constante ou variable (Freeze et Cherry, 1979; Fredlund et Rahardjo, 1993) et l'essai au perméamètre à paroi rigide à charge constante ou variable (ASTM D2434, 2022).

Il convient de noter que les valeurs de conductivité hydraulique saturée sont directement liées aux propriétés du matériau. La conductivité hydraulique saturée peut varier considérablement en fonction de la distribution granulométrique et du degré de compactage (ou porosité) des matériaux. Les matériaux compactés peuvent avoir des conductivités inférieures de 1 à 2 ordres de grandeur à celles du même matériau non compacté. Le tableau 2.3 présente la classification des sols selon le système unifié de classification des sols (USCS) et les valeurs k_{sat} typique pour chaque type de sol.

Tableau 2.3 classification des sols selon le système unifié de classification des sols (USCS) et les valeurs k_{sat} typique. (Bussière, 2004).

Classification USCS	k_{sat} (m/s)	Référence
Sable silteux (SM)	$2,7 \times 10^{-6}$	Khire et al. (1994)
Sable silteux (SM) - Silt non plastique (ML) (SM - ML)	$9,0 \times 10^{-8}$	CEC (1997)
Silt non plastique (ML)	$3,2 \times 10^{-8}$	Khire et al. (1994)
Argile (CL)	$1,0 \times 10^{-11}$	Tinjum et al. (1997)
Sable mal étalé (SP)	$2,9 \times 10^{-5}$	Khire et al. (1994)
Gravier mal étalé (GP)	$1,0 \times 10^{-2}$	CEC (1997)
Résidus filtrés (ML)	$5,0 \times 10^{-7}$	Corentin et Pabst (2023)
Résidus (ML) (Échantillons remaniés)	$1,3 \times 10^{-6}$	Guerra (1973)
Résidus (ML) (Échantillons remaniés)	$1,2 \times 10^{-7}$	Martin et al. (2005)
Résidus (ML) (Échantillons intacts)	$1 \times 10^{-5} - 7 \times 10^{-9}$	L'Écuyer et al. (1992)

Une autre façon d'estimer le paramètre k_{sat} est d'utiliser des prédictions provenant de fonctions de pédotransfert. Diverses fonctions de pédotransfert existent pour estimer k_{sat} pour les matériaux

granulaires (Aubertin et al. 1996 ; Mbonimpa et al., 2002; Chapuis, 2004; Chapuis and Aubertin, 2003); Carrier, 2003; Feng et al, 201) et les matériaux plastiques/cohésifs (Raymond, 1966 ; Al-Tabbaa et Wood, 1987, Leroueil et al. 1990 ; Sivapullaiah et al, 2000; Mbonimpa et al., 2002).

L'étude de Mbonimpa et al (2002) présente des fonctions de prédiction de la conductivité hydraulique saturée dérivées de l'équation bien connue de Kozeny-Carman (KC) pour les sols granulaires et plastiques/cohésifs. L'équation 2.7 présente l'équation pour estimer la valeur de conductivité hydraulique saturée pour les matériaux granulaires ($k_{sat,G}$, Mbonimpa et al. 2002) qui est fonction des propriétés de base du matériau (e , D_{10} , C_u).

$$k_{sat,G} = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{3+x}}{1+e} C_u^{\frac{1}{3}} D_{10}^2 \quad (2.7)$$

Avec : e = indice de vide; D_{10} = diamètre des particules correspondant à 10 % passant sur la courbe granulométrique – D_{10} en cm $x \approx 2$; C_u = coefficient d'uniformité. $C_G \approx 0,1$; $\gamma_w \approx 10 \text{ kN/m}^3$; $\mu_w \approx 10^{-3} \text{ Pa.s}$; $k_{sat,G}$ en cm/s.

L'équation 2.8 permet d'estimer la valeur de conductivité hydraulique saturée ($k_{sat,P}$, Mbonimpa et al 2002) pour les matériaux plastiques/cohésifs (ex. l'argile).

$$k_{sat,P} = C_p \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{3+x}}{1+e} \frac{1}{\rho_s^2 w_L^{2\chi}} \quad (2.8)$$

Avec : C_p est une constante du modèle ($5,6 \text{ g}^2/\text{m}^4$); ρ_s en kg/m^3 ; w_L en %, χ est un paramètre du matériau (sans unité) introduits pour représenter l'influence de la tortuosité du milieu ($=1,5$). Bien que la valeur de x puisse varier en fonction du type de sol, il peut être fixé à 2, du moins pour les matériaux granulaires.

2.2.3 Propriétés des matériaux non saturés

2.2.3.1 Courbe de rétention d'eau (CRE)

La courbe de rétention d'eau (CRE) est la plupart du temps représentée par la relation entre la teneur en eau (θ) et la succion matricielle (ψ). Cette courbe est caractéristique pour chaque matériaux (sols, déchets miniers, résidus, mélanges sol/stabilisant, etc.). La figure 2.10a montre une courbe

de rétention d'eau typique et ses paramètres, alors que la figure 2.10b montre des courbes de rétention d'eau typiques pour différents types de sol.

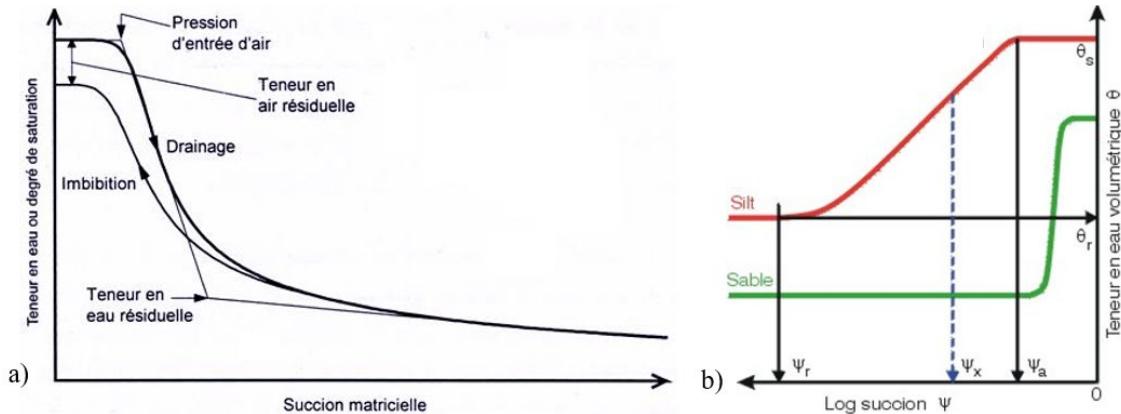


Figure 2.10 Courbe de rétention d'eau (CRE). a) Schéma du comportement d'une CRE. b) Comportement de la CRE pour différents types de sol. (Côté, 1997; Aubertin et al, 2002).

Une CRE typique d'un sol non saturé comporte trois zones : la zone saturée, la zone de transition et la zone résiduelle. La zone saturée est le premier stade de la CRE dans lequel tous les pores du sol sont remplis d'eau ou, dit autrement, lorsque la valeur de θ est égale à θ_s (teneur en eau volumique à saturation) qui est aussi égale à la porosité n . Les propriétés du sol sont semblables à celles d'un sol saturé. La valeur d'entrée dans l'air (AEV ou ψ_a) fait référence à la succion à laquelle les pores commencent à se drainer. La valeur du paramètre AEV correspond à la limite inférieure de la zone saturée.

Dans la zone de transition des sols non saturés, la teneur en eau du sol diminue avec l'augmentation de la succion, et la CRE est approximativement une ligne droite en coordonnées semi-log. La pente tangentielle de la courbe CRE représente la vitesse de drainage (ou désorption). Les phases liquide et gazeuse sont toutes les deux présentes dans cette zone. Dans la plupart des cas pratiques d'ingénierie, les sols non saturés sont dans la phase de transition (Guo et al., 2020). La zone résiduelle débute à la valeur de la succion résiduelle (ψ_r) et se poursuit jusqu'à une valeur de 10^6 kPa où l'eau ne peut plus exister sous la forme liquide selon la thermodynamique (Fredlund et al., 2012). La teneur en eau résiduelle (θ_r) est la limite supérieure du stade résiduel. Lorsque la teneur en eau diminue jusqu'à la teneur en eau résiduelle, les pores du sol contiennent essentiellement de l'air et l'eau de porosité ne réside que dans les très petits pores. La succion de la matrice doit augmenter de manière significative pour diminuer la teneur en eau. À noter que les CRE obtenues

dans les processus de drainage et de mouillage diffèrent en raison des effets d'hystérésis représentés par une différence significative dans les valeurs θ pour une même valeur de succion. Plus d'informations sur les effets d'hystérésis peuvent être trouvées dans Maqsoud et al. (2012).

En laboratoire, la relation $\theta(\psi)$ peut être déterminée par des voies de drainage ou de mouillage contrôlées. Sur le terrain, la relation $\theta(\psi)$ est obtenue dans des conditions naturelles de drainage et de mouillage. Les méthodes de terrain pour déterminer les CRE utilisent généralement des sondes pour mesurer la teneur en eau volumique et la succion simultanément à un même endroit. En laboratoire, diverses techniques ont été mises au point pour évaluer la CRE. En général, les méthodes les plus courantes consiste à appliquer une pression positive ou une succion à l'échantillon et à mesurer en parallèle l'influence de cette pression ou succion sur la teneur en eau gravimétrique ou volumique de l'échantillon (Fredlund et al., 2012 ; Marinho et al. 2008).

Les valeurs de θ et ψ obtenues expérimentalement en laboratoire ou sur le terrain sont ajustées avec des modèles analytiques pour obtenir la CRE. Le modèle de van Genuchten (1980) présenté dans l'équation 2.9 est le modèle le plus largement utilisé dans les études appliquées à la restauration des sites miniers et est intégré dans le logiciel SEEP/W (utilisé dans cette étude).

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha_v \varphi)^{n_v}]^{m_v}} \quad (2.9)$$

Où α_v représente un paramètre du modèle (m^{-1}), généralement estimé comme l'inverse de la valeur AEV, ψ représente la succion, m_v et n_v sont des paramètres d'ajustement du modèle sans dimension.

Il est important de souligner que les techniques expérimentales permettant d'obtenir les CRE sont coûteuses et assez complexes et que des prédictions peuvent être utilisées dans les phases préliminaires des projets. L'un de ces modèles de prédition est le modèle de Kovács modifié (MK) (Aubertin et al. 1998, 2003). Le principal avantage du modèle MK est qu'il prend en compte les deux phénomènes de rétention d'eau par capillarité et par adhésion, qui sont quantifiés en fonction des caractéristiques du matériau, telles que l'indice des vides, le coefficient d'uniformité (C_U) et le diamètre effectif (D_H ; Aubertin et al. 1998, 2003). Le modèle MK, initialement conçu pour les

matériaux non plastiques, a été étendu pour prédire le comportement des matériaux plastiques non compressibles (Aubertin et al. 2003), des matériaux déformables avec des indices des vides qui varient en fonction de la succion (Mbonimpa et al. 2006) et des sols avec des effets d'hystérésis (Maqsoud et al. 2012).

2.2.3.2 Fonctions de perméabilité

La connaissance de la fonction de perméabilité (aussi appelée fonction de conductivité hydraulique non saturée), $k(\psi)$, est nécessaire pour résoudre les équations qui décrivent l'écoulement de l'eau dans des conditions non saturées. La fonction de perméabilité des matériaux poreux peut être déterminée en laboratoire ou sur le terrain à l'aide de techniques telle la méthode d'écoulement, la méthode en régime permanent et la méthode du profil instantané (Klute et Dirksen 1986 ; Fredlund et al. 2012). Toutefois, ces techniques sont coûteuses et difficiles à réaliser. Il est donc plus facile d'estimer $k(\psi)$ à l'aide de modèles empiriques, macroscopiques, mathématiques et statistiques. Parmi les modèles statistiques, qui sont les plus couramment utilisés, on retrouve ceux de Childs et Collis-George (1950), Burdine (1953), Mualem (1976) et Fredlund et al. (1994). En modélisation numérique, le modèle de Mualem (1976) présenté dans l'équation 2.10 a été le plus souvent appliqué :

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

Où θ_e est la teneur en eau volumique réduite (équation 2.11), ξ est un paramètre de connectivité des pores qui prend en compte la présence de voies d'écoulement tortueuses ($\xi = 0,5$) ; γ est une variable associée à la teneur en eau. Lorsque $\theta_e = 0$, $k_r = 0$ alors que pour $\theta \geq \theta_r$:

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (2.11)$$

L'équation 2.13 peut être résolue à l'aide de méthodes numériques ou par des solutions analytiques. L'équation la plus connue a été dérivée à partir des paramètres du modèle de van Genuchten (1980) (équation 2.12) qui ont été intégrés dans l'équation de Mualem (équation 2.10). Les équations

(2.12) et (2.13) présentent les équations les plus couramment utilisées (une en fonction de θ et l'autre en fonction de ψ) pour prédire la fonction de perméabilité (van Genuchten et al., 1980).

$$k_r(\theta_e) = \theta_e^\xi \left[1 - \left(1 - \theta_e^{\frac{1}{m_v}} \right)^{m_v} \right]^2 \quad (2.12)$$

$$k_r(\psi) = \frac{\{1 - (\alpha\psi)^{m_v n_v} [1 + (\alpha\psi)^{n_v}]^{-m_v}\}^2}{[1 + (\alpha\psi)^{n_v}]^{m_v \xi}} \quad (2.13)$$

2.2.4 Diffusion des gaz dans les milieux poreux

Les RFCHS et les CEBC peuvent également contrôler les flux de gaz. Le transport de gaz dans les milieux poreux peut être divisé en deux principaux mécanismes (Demers, 2008) : le flux advectif, qui est contrôlé soit par le gradient de pression pour le transport dans la phase gazeuse soit par le flux de gaz dissous dans l'eau pour le transport via la phase aqueuse; la diffusion moléculaire dans la phase gazeuse et aqueuse causée par des gradients de concentration. L'advection est prédominante dans les matériaux grossiers, tandis que la diffusion moléculaire devient le principal mode de transport de l'oxygène à travers les matériaux de recouvrement fins et les résidus (Demers, 2008). Pour cette raison, la présente section focalisera sur la diffusion moléculaire; les flux de gaz advectif seront considérés négligeables.

La diffusion peut être décrite comme le mouvement aléatoire de particules dans l'espace, généralement en raison d'un gradient de concentration. La diffusion est un processus spontané qui résulte des mouvements aléatoires entre deux particules. Les lois de Fick (Fick, 1855) sur la diffusion décrivent la diffusion et ont été formulées sur la base de résultats essentiellement expérimentaux. La première loi de Fick (équation 2.14) est utilisée pour évaluer le flux d'oxygène à travers un matériau soumis à un gradient de concentration (un exemple d'étude en régime permanent pour l'oxygène est utilisé dans les Hillel, 1998; Aachib et al, 2004).

$$F(z, t) = -D_e \frac{\partial C_{O_2}(z, t)}{\partial z} \quad (2.14)$$

Où $F(z,t)$ est le flux diffusif d' O_2 ($kg.m^{-2}s^{-1}$) ; D_e est les coefficients de diffusion effective, ($m^2.s^{-1}$); et $C_{O_2}(z, t)$ est la concentration interstitielle d' O_2 au temps t (s) et à la position z (m). La deuxième loi de Fick (équation 2.15) représente la distribution spatiale et l'évolution de la concentration $C(z,t)$. Elle est obtenue à partir de l'équation de continuité. Elle permet donc de comprendre la migration de l'oxygène dans un milieu poreux donné (avec un D_e donné) soumis à un certain gradient de concentration et ce, jusqu'à l'atteinte du régime permanent (Yanful 1993; Aubertin et al. 1995; Aubertin et al. 2000).

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq}C) = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_e \frac{\partial C}{\partial z}\right) \quad (2.15)$$

2.2.5 Propriétés de diffusion

La diffusion des gaz dans les milieux poreux tels que les sols, les déchets industriels et les résidus miniers joue un rôle important dans la performance des recouvrements utilisés pour contrôler la génération de drainage minier contaminé. Dans des conditions climatiques relativement humides, une couverture de sol peut réduire le flux d'oxygène dans les rejets réactifs sous-jacents. Ce flux est contrôlé par le gradient de concentration et par le coefficient de diffusion effectif D_e ; plus la valeur de D_e diminue, plus le flux d'oxygène est réduit. L'efficacité d'un recouvrement est donc fortement liée à D_e . Comme la valeur de D_e est beaucoup plus faible dans les pores remplis d'eau que dans les pores remplis de gaz, les recouvrements ayant une forte teneur en eau vont être de bonne barrière aux gaz tels l'oxygène (ex. CEBC ou RFCHS) (Aubertin et al., 1995, 1999).

Il existe des modèles théoriques afin de prédire la relation entre la quantité d'eau dans le sol (degré de saturation) et le paramètre D_e . Aachib et al. (2004) ont proposé les équations 2.16 et 2.17 pour prédire la valeur de D_e :

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta^{p_w}) \quad (2.16)$$

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta \quad (2.17)$$

Où n est la porosité ; D_a^0 est le coefficient de DO libre (non perturbé) dans l'air ($\approx 1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ à 2°C) ; D_w^0 est le coefficient de DO libre dans l'eau ($\approx 2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ pour l'oxygène à 20°C) ; θ_a et θ sont les teneurs volumétriques en air et en eau, respectivement ; H est la constante de Henry ; et p_a (équation 2.18) et p_w (équation 2.19) sont les exposants associés à θ_a et θ pour décrire la tortuosité dans les phases air et eau, respectivement, et sont définis empiriquement avec l'expression suivante :

$$p_a = 1.2010\theta_a^3 - 1.515\theta_a^2 + 0.987\theta_a + 3.119 \quad (2.18)$$

$$p_w = 1.201\theta^3 - 1.515\theta^2 + 0.987\theta + 3.119 \quad (2.19)$$

Il existe différentes techniques afin de déterminer le coefficient de diffusion D_e dans des échantillons représentatifs dans des conditions contrôlées au laboratoire. La technique de laboratoire la plus connue est l'essai de diffusion à double chambre dont une description est présentée dans Mbonimpa et al. (2021). Le concept consiste à placer un sol à un degré de saturation connu dans une chambre ayant une réservoir source et un réservoir récepteur. On purge d'abord le réservoir récepteur à l'azote, et on mesure ensuite la variation des concentrations en gaz dans les deux chambres. L'interprétation de ces résultats permet de déduire une valeur de D_e pour le degré de saturation testé. Plus de détails sur ces essais ont été décrits par plusieurs auteurs, notamment Sallam et al. (1984), Bruckler et al. (1989), Glauz et Rolston (1989), Shackelford (1991), Yanful (1993), Batterman et al. (1996) et Lin-Shelp et Yanful (2000).

2.3 Modélisation numérique de l'écoulement des fluides dans les systèmes de couverture

Cette section présente des informations en lien avec la modélisation numérique de l'écoulement des fluides en milieu non saturé dans les systèmes de recouvrement.

2.3.1 Approche de modélisation numérique

Une méthode numérique est un algorithme de calcul utilisé pour approximer la solution d'un problème mathématique qui n'a pas de solution analytique exacte (Courant, 1942; Reddy, 1993; Argyris, 1954; Turner et al. 1956). Dit autrement, les méthodes numériques visent à trouver des solutions approximatives (près de la solution exacte) à une situation réelle. Des méthodes telles que la méthode des différences finies (FDM), la méthode des volumes finis (FVM), la méthode des éléments finis (FEM) et la méthode des éléments de frontière (BEM) sont couramment utilisées pour traiter numériquement les équations aux dérivées partielles (EDP) comme celles représentant le mouvement de l'eau en milieu saturé et/ou non saturé. Toutes les méthodes numériques de résolution des EDP doivent être cohérentes, stables et convergentes.

Dans les systèmes hydrogéologiques, la modélisation numérique est une entreprise complexe et pleine d'hypothèses. Pour obtenir des résultats numériques réalistes qui représentent bien les conditions réelles observées sur le terrain et en laboratoire, Woessner et Anderson (1996) ont proposé une approche conceptuelle. La figure 2.11 illustre cette approche sous la forme d'un schéma fonctionnel. Les étapes du schéma consistent à : 1. définir les objectifs de la modélisation, 2. proposer le modèle conceptuel, 3. sélectionner le code numérique en vérifiant la précision de ses solutions par rapport aux solutions analytiques et en l'ajustant, 4. concevoir le modèle numérique, 5. et 6. optimiser le pas de temps, le maillage et définir la convergence exigée pour considérer un résultat numérique comme étant valable, 7. calibrer le modèle à partir de résultats réels, 8. valider le modèle à partir de résultats réels indépendants de l'étape de calibrage, 9. faire des prédictions à partir du modèle calibré et validé, 10. et 11. présenter les résultats et les comparer aux résultats réels et si les deux divergent, revoir le modèle conceptuel.

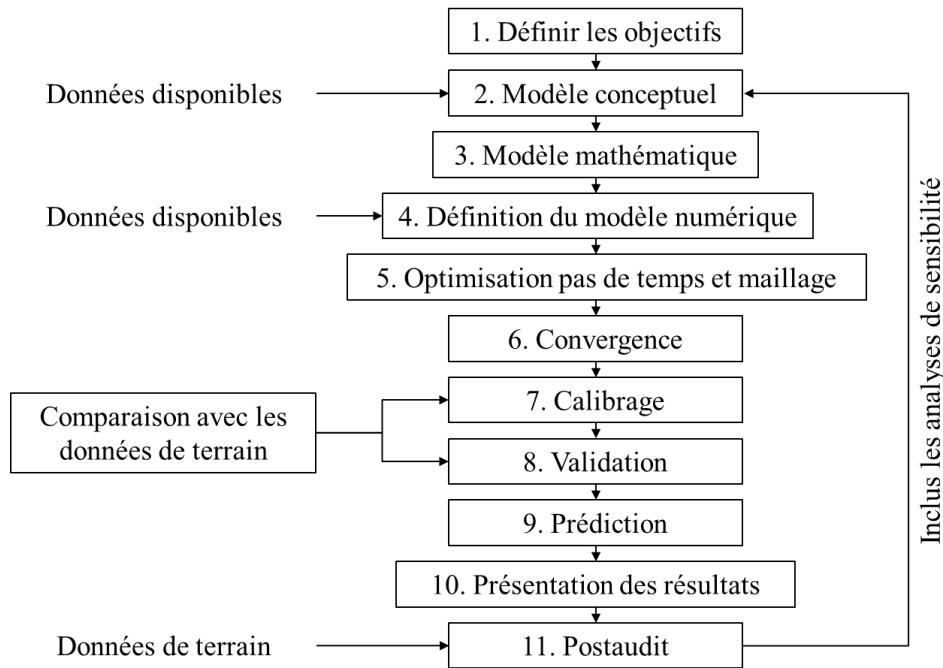


Figure 2.11 Étapes vers une conception de la modélisation hydrogéologique (Bussière, 1999).

L'ASTM a produit des lignes directrices pour normaliser les modèles numériques d'écoulement de l'eau dans les milieux saturés (ASTM, D5447-17, D5981, D5490, D5609, D5610, D5611, D6033). Ces guides couvrent généralement (Brown, 1996) : l'application des modèles d'écoulement des eaux souterraines à des problèmes réels, la comparaison des résultats des modèles numériques avec les informations de terrain, la définition des conditions initiales et limites et la réalisation d'analyses de sensibilité. Malheureusement, il n'existe pas encore de norme pour encadrer les modèles numériques d'écoulement en milieux non saturés.

2.3.2 Méthodes numériques pour résoudre les équations fondamentales et description de SEEP/W

Tel que mentionné précédemment, plusieurs méthodes numériques peuvent être utilisées pour résoudre les équations fondamentales de l'écoulement de l'eau dans les milieux poreux. Le tableau 2.3 présente les principales techniques et des études utilisant ces techniques portant sur la modélisation des écoulements saturés et non saturés. Dans les systèmes hydrogéologiques en conditions non saturées, les techniques numériques, telles que les méthodes des différences finies (FDM) et des éléments finis (FEM), sont les plus couramment utilisées (Wang et Anderson, 1982

; Zheng et Bennett, 1995) pour résoudre l'équation de Darcy et de Richards. Selon l'étude comparant FEM et FDM de Simpson et Clement (2003), les solutions FEM tend à donner de meilleurs résultats pour les problèmes grossièrement discréétisés.

La présente étude utilisera la méthode des éléments finis pour résoudre des problèmes d'écoulement de l'eau en milieu non saturé à l'aide du logiciel SEEP/W GeoStudio (*Sequent Bentley Systems*). Pour résoudre un problème physique à l'aide de la méthode des éléments finis utilisée par SEEP/W, il faut suivre les étapes suivantes (Pinder et Gray, 1977 ; Wang et Anderson, 1982 ; Huyakorn et Pinder, 1986) :

1. Effectuer la discréétisation du système physique, qui consiste à subdiviser le domaine en une série d'éléments finis connectés en différents points, appelés nœuds.
2. Déterminer la matrice des éléments, qui est une expression matricielle résultante représentant la valeur des variables des nœuds de chaque élément.
3. Déterminer la matrice globale par la combinaison de la matrice des éléments, qui forme une série d'équations algébriques dont la matrice des coefficients de cette série d'équations est appelée la matrice globale.
4. Ajouter les conditions limites à la matrice globale.
5. Le système d'équations algébriques est ensuite résolu. L'élimination gaussienne et la décomposition LU sont couramment utilisées parmi les différents algorithmes de résolution d'équations algébriques.

Basé sur la méthode des éléments finis, le logiciel SEEP/W permet de modéliser l'écoulement à travers des systèmes de recouvrement, par exemple des CEBC, RFCHS et autres types de couvertures destinées à limiter la production de drainage minier acide (Yanful et Aubé, 1993 ; Woyshner et Yanful, 1995, Bussière et al, 1995, 1999 ; Aubertin et al, 1997, Ricard et al, 1997; Bussière et al 2003; Aubertin et al, 2002; Pabst et al 2014; Ethier et al. 2018).

En ce qui concerne SEEP/W, le logiciel modélise l'écoulement de l'eau dans les milieux saturés et non saturés en suivant la loi de Darcy. L'équation différentielle principale utilisée est l'équation de continuité bidimensionnelle, également connue sous le nom d'équation de Richards. Dans SEEP/W, la charge hydraulique est la variable dépendante de cette équation. La méthode des éléments finis est employée pour la résolution numérique. Pour les dérivées temporelles dans les simulations transitoires, le logiciel utilise l'approximation de la différence rétrospective (voir

Reddy, 1993 ; Fredlund et Rahardjo, 1993). Les principales caractéristiques de SEEP/W sont présentées dans le tableau 2.4.

Tableau 2.4 Les principales caractéristiques de SEEP/W dans GeoStudio (*Sequent Bentley Systems*). (Bussière, 1999; GEOSLOPE, 2015; Sequent, 2024).

Type d'éléments	Quadrilatère avec ou sans nœuds secondaires (intégration d'ordre 9 ou 4) ; Triangulaire avec ou sans nœuds secondaires (intégration d'ordre 3 ou 1)
Fonctions d'interpolation	Fonctions d'interpolation de Bathe (1982).
Équation des éléments finis	Méthode Galerkin du résidu pondéré
Intégration dans le temps	Différenciation à rebours
Intégration numérique	Intégration numérique gaussienne
Méthode de résolution matricielle	Méthode d'élimination gaussienne
Convergence	Norme euclidienne du vecteur pression

Il est intéressant de noter que SEEP/W peut simuler les interactions sol-végétation-atmosphère en utilisant la condition limite d'interaction terre-climat (LCI pour *Land Climate Interaction*). La condition LCI inclut différentes conditions de surface du sol, par exemple, un sol nu ou couvert, de la neige et/ou de la végétation. Une condition limite de ce type peut être utilisée pour calculer le bilan hydrique et la percolation nette à travers un système de recouvrement (Botula et al., 2024; Jalabert, 2024).

Les paramètres de base pour inclure la végétation dans la modélisation des systèmes de recouvrement et prédire l'évapotranspiration et l'impact de la végétation sur la distribution de l'eau dans le sol sont (Guittonny, 2021; Botula et al., 2024; Jalabert, 2024):

1. L'indice de surface foliaire (LAI) ;
2. Le point de flétrissement de la plante;
3. La profondeur des racines;
4. La densité racinaire normalisée;
5. La fraction du couvert végétal.

À partir des informations météorologiques et de la végétation, SEEP/W propose trois méthodes de calcul de l'évapotranspiration :

1. La méthode définie par l'utilisateur, dans laquelle le PET est défini comme une fonction du temps et l'évaporation réelle (AE) est calculée en utilisant la méthode de Wilson et al (1997);
2. La méthode de Penman-Wilson qui calcule l'AE pour un sol nu ;
3. La méthode Penman-Monteith qui calcule le PET et qui est surtout utilisée pour les sols avec végétation où la transpiration est dominante, c'est-à-dire qu'elle l'emporte sur l'évaporation.

Il est important de noter que les variations journalières de l'évapotranspiration peuvent être estimées en considérant les variations diurnes du rayonnement net en utilisant la méthode de Fayer (2000). SEEP/W peut estimer les variations horaires de la température et de l'humidité relative à partir des valeurs maximales et minimales mesurées en utilisant les méthodes de Simunek et al. (2012) et Fredlund et al. (2012).

En terminant, soulignons qu'il existe plusieurs études en lien avec le comportement hydrogéologique de systèmes de recouvrements utilisant des codes numériques de l'écoulement dans les milieux non saturés, en régime permanent et transitoire (e.g. Milczarek et al., 2011; Bussière et al., 2003; Aubertin et al., 2009; Kalonji-Kabambi, 2017; Hotton et al., 2019; Botula et al., 2024; Jalabert, 2024).

CHAPITRE 3 MATÉRIAUX ET MÉTHODES

Le présent projet porte sur une étude de cas où deux RFCHS ont été installés sur une pente d'un parc à résidus miniers existant afin de tester la performance de ces deux scénarios de système de recouvrement à contrôler l'infiltration d'eau. Ce chapitre présente le site minier, ainsi que les matériaux et les méthodes qui sont utilisés pour atteindre les objectifs de cette recherche.

3.1 Site à l'étude

La mine Éléonore est une mine de classe mondiale, à la pointe de la technologie, comptant parmi les plus importantes mines d'or du Québec (Newmont, 2016). La mine Éléonore est située (figure 3.1) dans le territoire de la Baie James d'Eeyou Istchee, dans une région isolée du nord du Québec, à 800 kilomètres au nord de Montréal, au 52e parallèle (52° 42' 9" nord; 76° 4' 8" ouest).

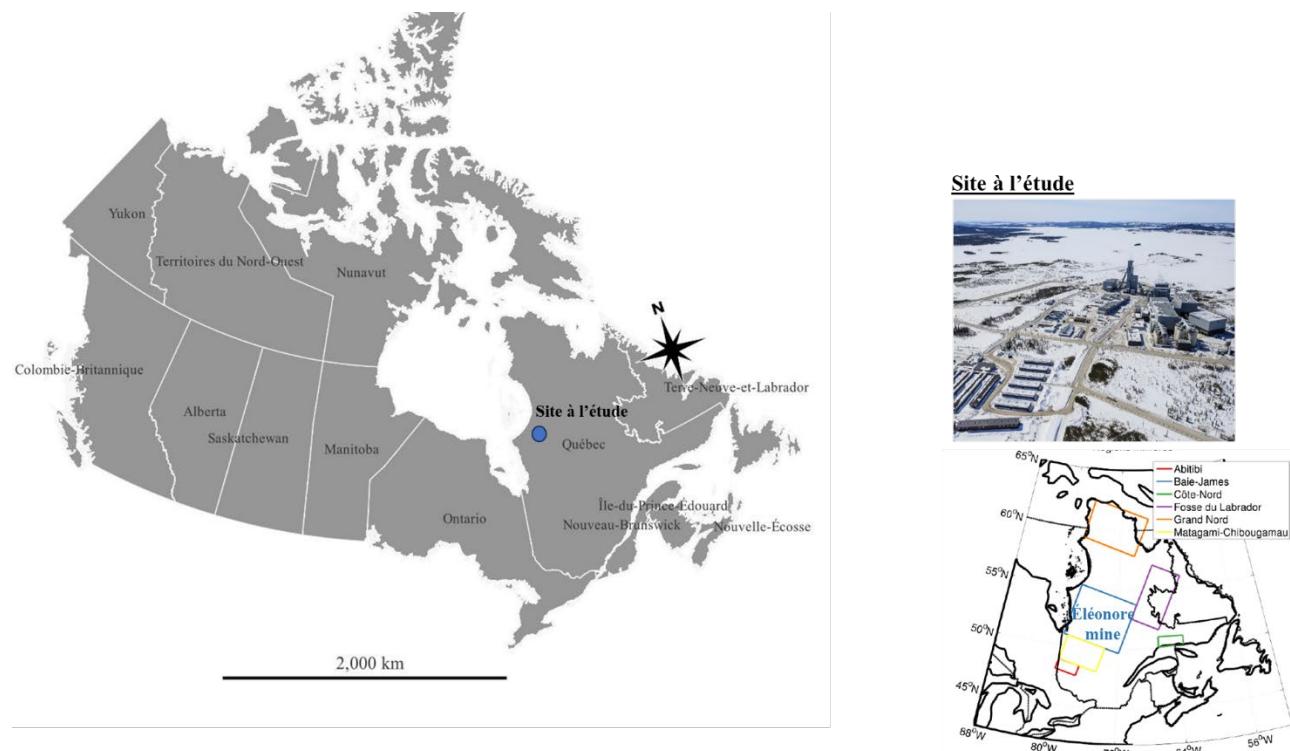


Figure 3.1 Localisation de la mine Éléonore à la Baie James, QC. (Newmont, 2019)

La mine produit 270 000 onces d'or à partir du minerai de la mine qu'elle traite sur place dans un circuit de concassage, de broyage, de séparation par gravité, de flottation et de cyanuration. Des infrastructures de surface et souterraines sont utilisées pour extraire le gisement d'or.

L'extraction des minéraux s'accompagne de la nécessité de restaurer le site. Le plan de restauration envisagé pour restaurer son parc à résidus miniers filtrés consiste à placer un système de recouvrement avec une géomembrane placé directement sur les résidus filtrés qui ont un potentiel de génération de drainage neutre contaminé (DNC). L'objectif principal du système de recouvrement vise à limiter l'infiltration de l'eau et la percolation en profondeur. Comme objectif secondaire, le système de recouvrement vise à réduire les flux d'oxygène jusqu'aux résidus filtrés. Dans ce projet, on propose de développer un nouveau système de recouvrement, qui pourrait être moins coûteux que l'utilisation d'une géomembrane et potentiellement plus efficace à long terme (soit plusieurs centaines d'années) dans les conditions climatiques typiques du site. Les systèmes de recouvrement testés sont composés de matériaux disponibles en grande quantité (argile, till, sable, tourbe, stériles miniers, morts-terrains) à proximité du parc à résidus. À cette fin, cette étude se base sur les résultats provenant de cellules expérimentales.

3.2 Description des cellules expérimentales

Tel que mentionné précédemment, la mine Éléonore envisage de restaurer le parc à résidus en réutilisant les matériaux disponibles sur le site, tels que le till, les morts-terrains, l'argile, le sable, la tourbe et les copeaux de bois. Les boues de géotubes, les stériles miniers et les résidus de concentrateur (anciens et nouveaux) ont également été étudiés. Une visite de site a été effectuée par une équipe de l'URSTM-UQAT en 2017 pour visualiser ces matériaux et proposer un programme de caractérisation. Ainsi, une caractérisation exhaustive de ces matériaux a été réalisée par l'Unité de recherche et de service en technologie minérale de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (URSTM-UQAT) (physique, chimique, hydrogéologique, minéralogique) afin d'évaluer leur potentiel d'utilisation dans des scénarios alternatifs de remédiation pour la restauration et la revégétalisation du parc à résidus.

Dans le projet global où s'intègre ce projet de maîtrise, six cellules expérimentales ont été construites : deux cellules pour étudier la géochimie des résidus et des stériles miniers (ELCG-1 et ELCG-2), et quatre cellules de remédiation pour le parc à résidus avec des scénarios de contrôle de la migration des fluides en 1D (ELCR-1 et ELCR-2) et en 2D (ELCP-1 et ELCP-2) avec et sans la présence de végétation. L'objet de ce mémoire de maîtrise portera les cellules (ELCP-1 et ELCP-2).

La construction et l'instrumentation de cellules expérimentales instrumentées à l'échelle du terrain permettent d'évaluer la performance des scénarios de recouvrement visant à contrôler la migration des fluides (c'est-à-dire le flux d'oxygène et l'infiltration d'eau) pour les rejets potentiellement générateurs de DNC (avec As). Pour ce faire, le comportement hydrogéologique (c'est-à-dire la teneur volumique en eau et la succion) et la température dans les différentes couches seront étudiés, ainsi que le bilan hydrique des cellules, notamment à l'aide d'un système de collecte d'eau et des données climatiques du site (c'est-à-dire les précipitations, le rayonnement solaire ou l'humidité relative nette, la température et la vitesse du vent).

Le tableau 3.1 présente la description des cellules expérimentales à l'étude. Les cellules expérimentales de restauration des pentes (ELCP-1 et ELCP-2) ont été construites sur une partie inclinée du parc à résidus, comme le montrent les figures 3.2 et 3.3.

Tableau 3.1 Description des cellules expérimentales. (Coulombe et al., 2017)

Cellules expérimentales	Configuration et épaisseur des cellules
Cellules de restauration sur surface inclinée	
ELCP-1 – Cellule de restauration multicouche sur surface inclinée avec végétation	<p>0,5 m d'un mélange de tourbe et de mort-terrain non compacté ; plantation de boutures de saules</p> <p>0,3 m de sable compacté</p> <p>0,8 m de till compacté</p> <p>0,3 m de stériles 0-10 mm</p>
ELCP-2 - Cellule multicouche sur surface inclinée sans végétation	<p>0,2 m d'un mélange de tourbe et de sable non compacté</p> <p>0,3 m de sable compacté</p> <p>0,8 m de till compacté</p> <p>0,3 m de stériles 0-10 mm</p>

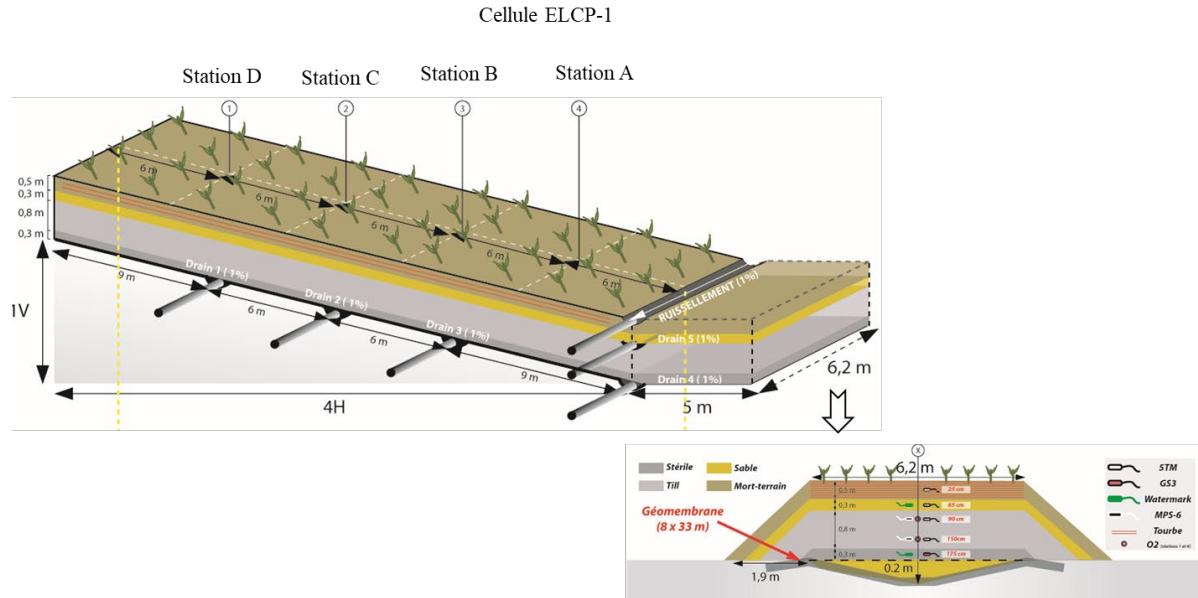


Figure 3.2 Représentation de la cellule expérimentale ELCP-1 - Cellule de restauration multicouche sur une surface en pente avec de la végétation (Coulombe et al., 2017).

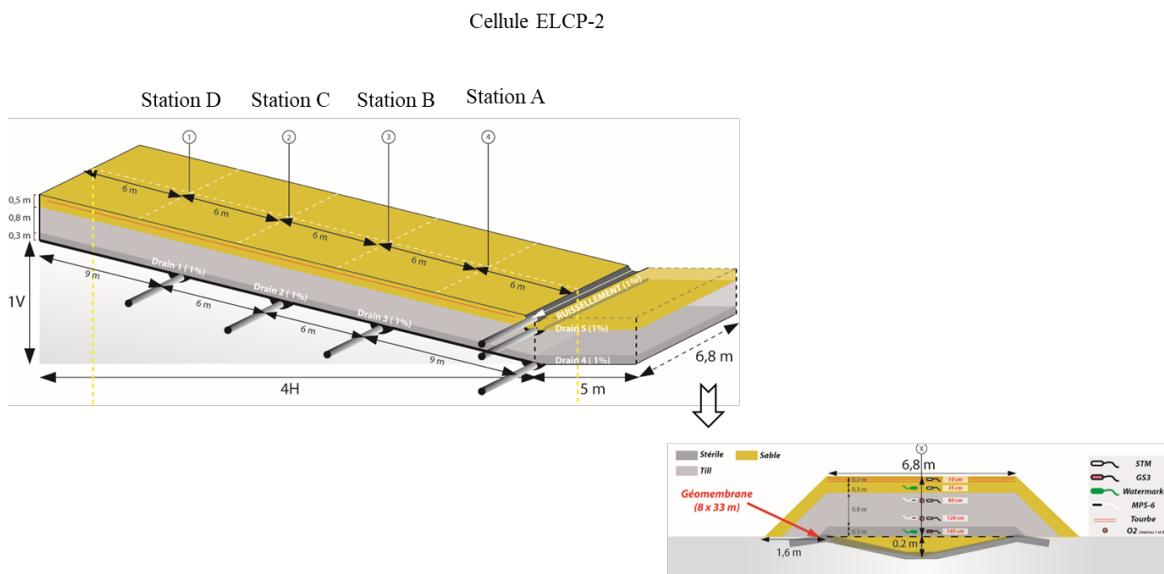


Figure 3.3 Représentation de la cellule expérimentale ELCP-2 - Cellule multicouche sur surface inclinée sans végétation (Coulombe et al., 2017).

3.2.1 Construction des cellules expérimentales

Les cellules (2D) ont une longueur de pente de 30 m x 10 m de largeur à la base, avec une hauteur de 1,9 m et de 1,6 m de matériaux pour les cellules ELCP-1 et ELCP-2 respectivement. Elles ont

une inclinaison de 4:1, avec un adoucissement dans le bas de la cellule (5:1) car la cellule arrivait au chemin. Quatre stations d'instrumentation ont été installées le long l'axe central de chaque cellule à intervalle régulier (± 6 m).

La percolation d'eau profonde, sous la couche de stériles miniers, est récupérée à quatre endroits dans la pente (voir Figure 3.2 et 3.3), permettant la récolte des eaux de percolation. Afin de récolter ces eaux, des excavations ont été creusées dans la pente (environ 30 cm de profond), avec une pente d'environ 3 % vers l'extérieur de la cellule, permettant à l'eau de s'écouler vers un côté de celle-ci. Une géomembrane de type HDPE de 2 mm d'épaisseur et texturée a été ensuite installée au fond de la cellule, dans le but d'épouser les excavations et de permettre la collecte des eaux et la quantification de la percolation à travers le recouvrement et ce, pour quatre segments de la pente. Un système de passe-paroi a été fusionné à la géomembrane, et un tuyau de 2 po a été raccordé pour la collecte des eaux au niveau de ces drains. Les tuyaux ont été connectés à des réservoirs de 20 l (chaudières).

Le premier drain a été installé à 9 m du haut de la cellule, un deuxième à 15 m, un troisième à 21 m et le dernier à 30 m. De plus, des systèmes de récupération d'eau (en bas de pente) ont été installés dans les cellules et en surface, afin d'estimer la quantité d'eau de ruissellement et l'écoulement latéral à l'interface till et sable. La percolation d'eau à ces deux derniers endroits est récupérée dans des réservoirs de collecte de 20 l pour le ruissellement et dans deux réservoirs de 1000 l (tôtes) connectés en série pour l'écoulement latéral.

À noter que l'objectif de la construction de la cellule est d'évaluer la performance d'un système de recouvrement alternatif qui serait efficace et moins coûteux pour la restauration du parc à résidus de la mine Éléonore. À cette fin, plusieurs échantillons ont été utilisés pour caractériser les différents matériaux et un contrôle de qualité a été effectué tout au long du projet (voir section 3.5).

3.2.1.1 Étapes de construction

Les principales étapes de la construction des cellules ELCP-1 et ELCP-2 sont les suivantes (voir figure 3.4a à j):

1. Excavation (entre 20 et 80 cm de profondeur) dans les résidus miniers pour la mise en forme des cellules en pentes ;

2. Fabrication des arbres à sondes ;
3. Installation des drains de collecte pour les quatre lysimètres sous le recouvrement ;
4. Mise en place de la géomembrane HDPE 2 mm dans le fond de la cellule avec l'objectif d'épouser la forme excavée. Installation du passe-paroi et soudure de la membrane (figure 4d). Il a été nécessaire de couper la toile pour cette installation et de souder cette section au-dessus du drain ;
5. Remblaiement de l'excavation avec le sable pour niveler à une pente entre 4:1 et 5:1. Protection de la membrane avec une couche de sable compacté au godet de la pelle mécanique (entre 20 et 80 cm de sable);
6. Mélange du mort-terrain/tourbe et sable/tourbe, avec un ratio 2:1, au site des cellules, sur le parc à résidus miniers;
7. Mise en place des matériaux sur la cellule et des drains de collecte en bas de pente :
 - Mise en place d'une couche de 0,3 m de stériles miniers et compaction au rouleau compacteur manuel (diesel ou plaque vibrante). Mise en place des quatre supports à sondes en même temps.
 - Mise en place de la couche de till en 3 épaisseurs : 0-30, 30-55 et 55-80 cm et compactage au godet avec la pelle mécanique ou à la plaque vibrante (dépendamment de l'équipement disponible au moment et avec l'équipement le plus adéquat pour la situation). Le till a été installé en couche de 25 à 30 cm au lieu de 20 cm, car la puissance du rouleau compacteur était trop forte pour une couche de 20 cm et le rouleau s'enfonçait dans le matériel. Un plus petit compacteur a été mis à la disposition de l'équipe à partir du 14 juin. Pour la cellule ELCP-2, une première couche de till a été mise en place, mais les travaux n'ont pas pu se poursuivre étant donné les conditions climatiques non favorables (pluie). Il a donc fallu attendre du temps plus clément pour finir les deux dernières couches.
 - Installation du drain de percolation de bas de pente (écoulement latéral) en surface de la couche de till;
 - Mise en place de 30 cm de sable;
 - Fabrication des mélange mort-terrain/tourbe et sable/tourbe au parc à résidus ;
 - Mise en place de 50 cm de mélange mort-terrain/tourbe (ELCP-1 – figure 3.4j) ou de 20 cm de mélange sable/tourbe (20 cm);

- Installation d'un drain pour le ruissellement (au-dessus de la couche de mélange mort-terrain/tourbe ou de mélange sable/tourbe);
8. Plantation de saules sur la cellule ELCP-1 (Sx64, 1 bouture/m², 130 boutures [26 rangs de 5] plantées au total, à une profondeur de 30 cm) et mesures de croissance initiale;
 9. Installation des réservoirs pour la collecte des eaux des lysimètres et des drains de collecte;
 10. Installation d'une géomembrane sur le haut des cellules en pente, qui protégera contre les infiltrations latérales d'eau provenant du dessus du parc à résidus;
 11. Construction d'une berme, composée de résidus et d'une couche extérieure de stériles, située devant l'extrémité supérieure de la cellule ELCP-1.
 12. Le recouvrement de bords des cellules avec des stériles miniers a été effectué pour stabiliser les pentes.



a) Cellule ELCP-1 excavée



b) Fabrication des arbres à sondes



c) Installation des drains de collecte



d) Installation des géomembranes sur les cellules



e) Installation d'un passe-paroi et soudure, cellule ELCP-1



f) Mise en place de la couche de stériles miniers

Figure 3.4 Étape de la construction des cellules expérimentales ELCP-1 et ELCP-2 (a) Cellule excavée b) Fabrication des arbres à sondes c) Installation des drains de collecte d) Installation des géomembranes sur les cellules e) Installation d'un passe-paroi et soudure f) Mise en place de la couche de stériles (Coulombe et al., 2017).



g) Mise en place de couche de till sur la cellule ELCP-1



h) Mise en place de la couche de sable sur la cellule ELCP-1



i) Fabrication du mélange mort-terrain/tourbe



j) Mise en place de la couche de mort-terrain/tourbe sur la cellule ELCP-1

Figure 3.4 g) Mise en place de couche de till sur la cellule ELCP-1. h) Mise en place de la couche de sable sur la cellule ELCP-1. i) Fabrication du mélange mort-terrain/tourbe. j) Mise en place de la couche de mort-terrain/tourbe sur la cellule ELCP-1. (suite) (Coulombe et al., 2017).

3.1.1.2 Instrumentation des cellules expérimentales

Les cellules expérimentales ont été instrumentées afin d'estimer la performance des deux revêtements à contrôler la migration des fluides. Des capteurs pour mesurer la succion matricielle (Watermark, MPS-6), la teneur en eau volumique et la température (5TM pour le till ; GS3 pour les stériles) reliés à des enregistreurs automatiques (datalogger Em50). Ces sondes ont été calibrées au laboratoire avec les différents matériaux de construction (les courbes de calibrage des sondes GS3 et 5TM sont présentées dans l'annexe A). La sonde 5TM a été calibrée pour le mélange tourbe/mort-terrain ($G_s = 2,43$; $n = 0,73$), tourbe/sable ($G_s = 2,51$; $n = 0,74$), le till ($G_s = 2,67$; $n = 0,53$) et le sable ($G_s = 2,63$; $n = 0,46$). La sonde GS3 a été calibrée pour le stériles ($G_s = 2,77$; $n = 0,38$).

Le tableau 3.2 présente l'emplacement des instruments, la composition des cellules et la profondeur à laquelle les instruments ont été installés. Les tableaux 3.3 et 3.4 quant à eux indiquent les principales caractéristiques des sondes de teneurs en eau volumique et de succion (GS3, 5TM, Watermark et MPS-6).

Tableau 3.2 Composition et instrumentation des cellules expérimentales (Coulombe et al., 2017).

Cellules expérimentales	Composition des cellules (du haut vers la base de la cellule)	Profondeur (m)	Instruments installés
ELCP-1	Végétalisation - saule	-	
	0,5 m de mort-terrain/tourbe	Surface	1 drain de collecte (12 po) en bas de pente pour le ruissellement
		0,25 m	5TM
		0,40 m	Apogee (station C)
	0,3 m de sable	0,65 m	5TM, WTM
	0,8 m de till	Surface	1 drain de collecte (12 po) en bas de pente pour l'écoulement latéral
		0,90 m	5TM, MPS-6, O2 interstitielle
		1,50 m	
	0,3 m de stériles 0-10 cm	1,75 m	GS3, WTM
		Sous la couche	Drain de collecte pour la percolation
ELCP-2	0,2 m de sable/tourbe	Surface	1 drain de collecte 12 po en bas de pente (ruissellement)
		0,10 m	5TM, Apogee (station C)
	0,3 m de sable	0,35 m	5TM, WTK
	0,8 m de till	Surface	1 drain de collecte 12 po en bas de pente (écoulement latéral)
		0,60 m	5TM, MPS-6, O2 interstitielle
		1,20 m	
	0,3 m de stériles 0-10 cm	1,45 m	GS3, WTM
		Sous la couche	Drain de collecte pour la percolation

Tableau 3.3 Caractéristiques et précision des sondes utilisées pour les mesures de teneur en eau volumique et de température dans les cellules expérimentales.

GS3			
	Teneur en eau volumique	Température	Conductivité électrique
Précision	Équation d'étalonnage générique : ± 0,03 m ³ /m ³ (± 3% TEV) Étalonnage spécifique au milieu : ± 0,02 m ³ /m ³ (± 2% TEV)	± 1°C	± 10 % de 0 à 10 mS/cm (dS/m)
Résolution	0,2 % TEV de 0 % à 40 % TEV 0,1 % TEV de 40 % à 100 % TEV	0,1°C	0,001 mS/cm (dS/m)
Gamme	1 εa - 80 εa Permittivité diélectrique apparente (εa) : 1 (air) à 80 (eau)	-40°C à +50°C	0 - 23 dS/m
5TM			
	Teneur en eau volumique	Température	
Précision	Équation d'étalonnage générique : ± 0,03 m ³ /m ³ (± 3 TEV) typique Étalonnage spécifique au milieu : ± 0,02 m ³ /m ³ (± 2 % TEV)	± 1 °C	N.D.
Résolution	0,0008 m ³ /m ³ (0,08 % TEV) de 0 à 50 % TEV	0,1°C	N.D.
Gamme	0 – 1 m ³ /m ³ (0 – 100% TEV)	-40°C à +50°C	N.D.

Tableau 3.4 Caractéristiques et précision des sondes utilisées pour la mesure de la succion dans les cellules expérimentales.

MPS-6	
	Succion
Précision	± 10 % de la valeur lue + 2 kPa de -9 à -100 kPa
Résolution	Potentiel hydrique du sol : 0,1 kPa; Température du sol : 0,1°C
Gamme	De -9 à -100,000 kPa
Watermark	
Précision	± 1 to 2%
Gamme	0 – 200 cb (kPa)

3.2.2 Matériaux utilisés pour la construction des cellules expérimentales

Cinq types de matériaux ont été utilisés pour la construction des cellules expérimentales :

1. Des stériles miniers tamisés à 0-10 cm, provenant de la halde à transition, utilisés comme matériaux de recouvrement ;
2. Du till, provenant majoritairement de l'excavation de la phase 2 du parc à résidus, sauf pour les deux dernières couches de la cellule ELCP-2 qui provenaient de la halde à argile-till.
3. De la tourbe provenant de la halde à tourbe, servant de matériau pour la revégétalisation du recouvrement ;
4. Du mort-terrain, provenant de la halde à mort-terrain, servant de matériau pour la revégétalisation du recouvrement ;
5. Un sable, provenant de la sablière Bouchard, utilisé pour la protection des géomembranes et des drains, et comme matériaux de recouvrement.

3.3 Méthodes de caractérisation des matériaux utilisés dans les cellules expérimentales

Les principales propriétés des matériaux utilisés dans les cellules expérimentales (c'est-à-dire sable, till, stériles miniers, mélange de tourbe et de mort-terrain, mélange de tourbe et de sable) et qui sont évaluées dans cette étude sont les suivantes : les paramètres granulométriques (D_{10} ; D_{20} ; D_{30} ; D_{40} ; D_{50} ; D_{60} ; D_{70} ; D_{80} ; D_{90} ; C_C et C_U), les limites de consistance (w_L ; w_P et IP), compactage ($\rho_{d\max}$ et w_{opt}), l'indice de vide (e) ou la porosité (n), la conductivité hydraulique saturée k_{sat} , la courbe de rétention d'eau (CRE) et la fonction de perméabilité. Les différents matériaux utilisés pour la construction des cellules et énumérés précédemment ont été échantillonnés durant les travaux de construction. Les échantillons ont été prélevés et stockés dans des sacs en plastique ou des chaudières et ramenés au laboratoire pour les différentes caractérisations.

Le tableau 3.5 présente les méthodes et procédures mises en œuvre pour caractériser les matériaux avec les paramètres obtenus et la méthode de caractérisation utilisée pour obtenir chaque paramètre. À noter que des mesures ont été effectuées sur le terrain pour effectuer un contrôle de qualité sur le travail réalisé. Cet aspect sera discuté plus loin à la section 3.5.

Tableau 3.5 Méthodes de caractérisation des matériaux utilisés dans les cellules expérimentales (ELCP-1 et ELCP-2).

Paramètre	Méthode	Référence
Analyse des propriétés physiques		
Teneur en eau massique (TEM)	Méthode d'essai normalisée pour la détermination en laboratoire de la teneur en eau gravimétrique des sols et des roches par masse.	ASTM D2216 (2010)
Densité relative des grains solide (G_s)	Méthode d'essai normalisée pour mesurer la densité des solides du sol par pycnomètre à gaz	ASTM D5550 (2014)
Distribution de la taille des particules	Méthodes d'essai normalisées pour la distribution granulométrique des particules (tamisage)	ASTM D6913 (2017)
Distribution de la taille des particules	Analyse de la taille des particules par diffraction laser (taille des particules : 0,03-3000 μm).	ISO 13320 Merkus, 2009
Essai Proctor standard	Méthodes d'essai normalisées pour les caractéristiques de compactage du sol en laboratoire en utilisant un effort normalisé (12 400 ft-lbf/ft ³ (600 kn-m/m ³)).	ASTM D698 (2012)
Limites d'Atterberg	Méthodes d'essai normalisées pour la limite de liquidité, la limite plastique et l'indice de plasticité des sols	ASTM D4318 (2010)
Analyse des propriétés hydrogéologiques		
Conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) – matériaux grossiers (sable)	Méthode d'essai normalisée pour la mesure de la conductivité hydraulique saturée d'un matériau poreux à l'aide d'un perméamètre à paroi rigide et à moule de compactage.	ASTM D5856 (2015)

Tableau 3.5 Méthodes de caractérisation des matériaux utilisés dans les cellules expérimentales (ELCP-1 et ELCP-2) (suite).

Paramètre	Méthode	Référence
Analyse des propriétés hydrogéologiques		
Conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) – matériaux fins	Méthodes d'essai normalisées pour la mesure de la conductivité hydraulique des matériaux poreux saturés à l'aide d'un perméamètre à paroi flexible.	ASTM D5084 (2016)
Conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) - stériles	Méthodes d'essai en colonne pour mesurer de la conductivité hydraulique.	ASTM 2434 (2019)
Courbes de rétention d'eau (CRE)	Méthodes d'essai normalisées pour la détermination de la courbe de rétention d'eau à partir de colonnes instrumentées (pour des succions inférieures à 10 kPa); Méthode de cellules pressurisées (cellule de Tempe - jusqu'à 300 kpa) ou d'un extracteur à haute pression (jusqu'à 10 000 kPa).	Hernandez (2007); ASTM D6836 (2012)
FCT k_{sat}	Méthode d'essai normalisée pour la détermination de l'effet du gel-dégel sur la conductivité hydraulique d'échantillons de sol compactés ou intacts à l'aide d'un perméamètre à paroi flexible.	ASTM D6035 (2010)

3.4 Caractéristiques des matériaux

Cette section présente les principaux résultats de la caractérisation des matériaux.

3.4.1 Densité relative des grains, limites de consistance et porosité

La densité relative des grains solides (G_s) a été obtenue selon la procédure normalisée par l'ASTM D5550 pour les matériaux till, sable, stériles miniers, tourbe/mort-terrain et tourbe-sable. Les résultats de G_s sont présentés dans le tableau 3.6.

Tableau 3.6 Résultat de la densité relative des grains solides (G_s).

	Till	Sable	Stériles	Mort-terrain-tourbe	Sable-tourbe
Densité relative (G_s)	2,67	2,63	2,77	2,43	2,51

Les limites de consistance (ou limites d'Atterberg) ont été réalisées pour les matériaux de till et le mort-terrain. Les essais pour obtenir les limites de consistance ont été réalisés conformément à la norme ASTM D4318 (2010). Les résultats présentés dans le tableau 3.7 n'indiquent pas de grande différence entre les deux matériaux. À noter que la limite de liquidité (w_L) est la teneur en eau à laquelle un sol à grains fins ne s'écoule plus comme un liquide et que la limite plastique (w_p) est la teneur en eau à laquelle le sol à grains fins ne peut plus être remodelé sans se fissurer. L'indice de plasticité (IP) est la différence entre les deux valeurs. Les résultats montrent que les deux matériaux ont des propriétés similaires avec des valeurs de IP faibles de l'ordre de 4%.

Tableau 3.7 Résultat des limites de consistance.

Paramètre	w_L (%)	w_p (%)	IP (%)
Till	18.7	14.4	4.3
Mort-terrain	19.3	15.5	3.8

Il convient de noter que la masse volumique des substrats humides (masse volumique fraîche) a été mesurée en laboratoire. À partir de cette masse volumique et des teneurs en eau massique, le ratio volumique de 2:1 (tourbe: mort-terrain ou sable) a été converti en ratio massique. Il est posé

comme hypothèse pour les calculs que la masse volumique humide déterminée au laboratoire est représentative de la masse volumique des mélanges réalisés sur le terrain. Un ratio massique de 1:2,7 est calculé pour les mélanges tourbe/mort-terrain pour le cellule ELCP-1. Un ratio massique de 1:2,8 est calculé pour les mélanges tourbe/sable pour la cellule ELCP-2.

3.4.2 Distribution de la taille des particules (granulométrie)

La courbe granulométrique a été déterminée par tamisage mécanique selon la norme ASTM D6913 (2017) pour les particules supérieures à 425 μm et à l'aide d'un granulomètre laser pour la distribution de la taille des particules des matériaux inférieure à 425 μm . Les figures 3.5 et 3.6 présentent des courbes granulométriques typiques des matériaux utilisés dans la construction des cellules expérimentales ELCP-1 et ELCP-2, respectivement. L'annexe B présentent les détails des Les valeurs obtenues pour la granulométrie correspondent aux valeurs attendues pour chaque matériau dans les deux cellules. Les courbes granulométriques de sable sont similaires pour les deux cellules avec et sans végétation, avec un C_U de 2,9 et 3,0 pour ELCP-1 et ECLP-2 respectivement. Les valeurs du diamètre D_{10} du mort-terrain sont de 16,7 μm , le till a une valeur d'environ 1,5 μm dans les deux cellules, le sable d'environ 160 μm dans les deux cellules et les stériles ont une valeur d'environ 150 μm dans les deux cellules. Le diamètre D_{60} du mort-terrain est de 216 μm , le till a une valeur d'environ 8 μm dans les deux cellules, le sable d'environ 480 μm dans les deux cellules et les stériles ont une valeur d'environ 20 000 μm dans les deux cellules. Les valeurs D_{80} du mort-terrain sont de 298 μm , le till a une valeur d'environ 16,5 μm dans les deux cellules, le sable est d'environ 1 000 μm dans les deux cellules, et les stériles d'environ 37 500 μm .

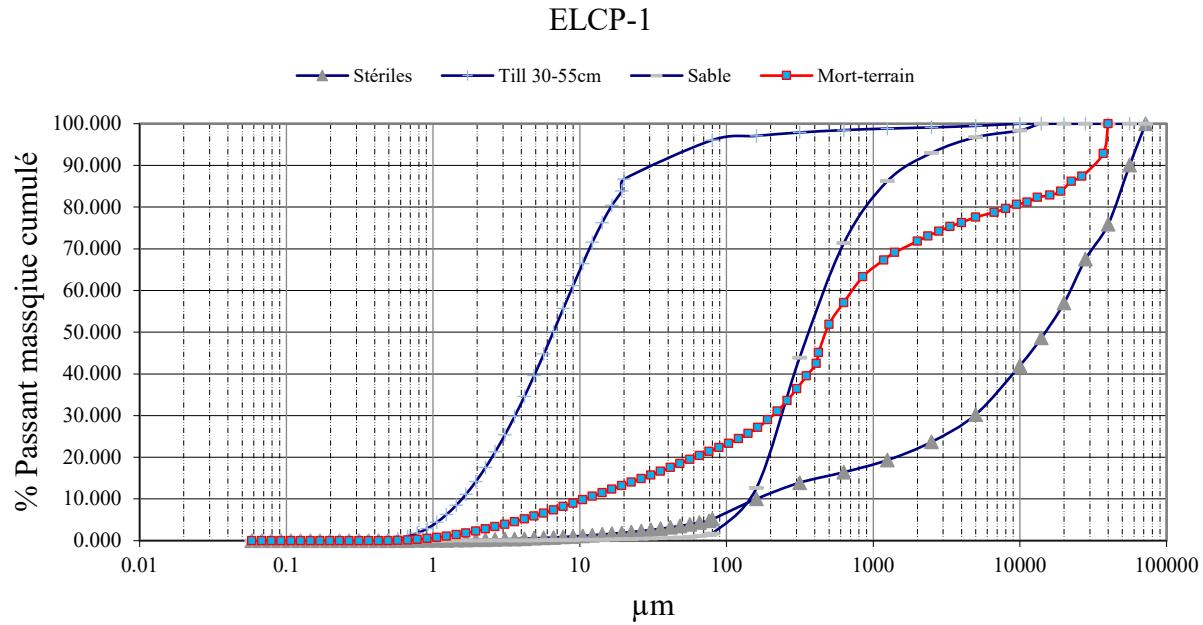


Figure 3.5 Distribution de la taille des particules des matériaux dans la cellule ELCP-1.

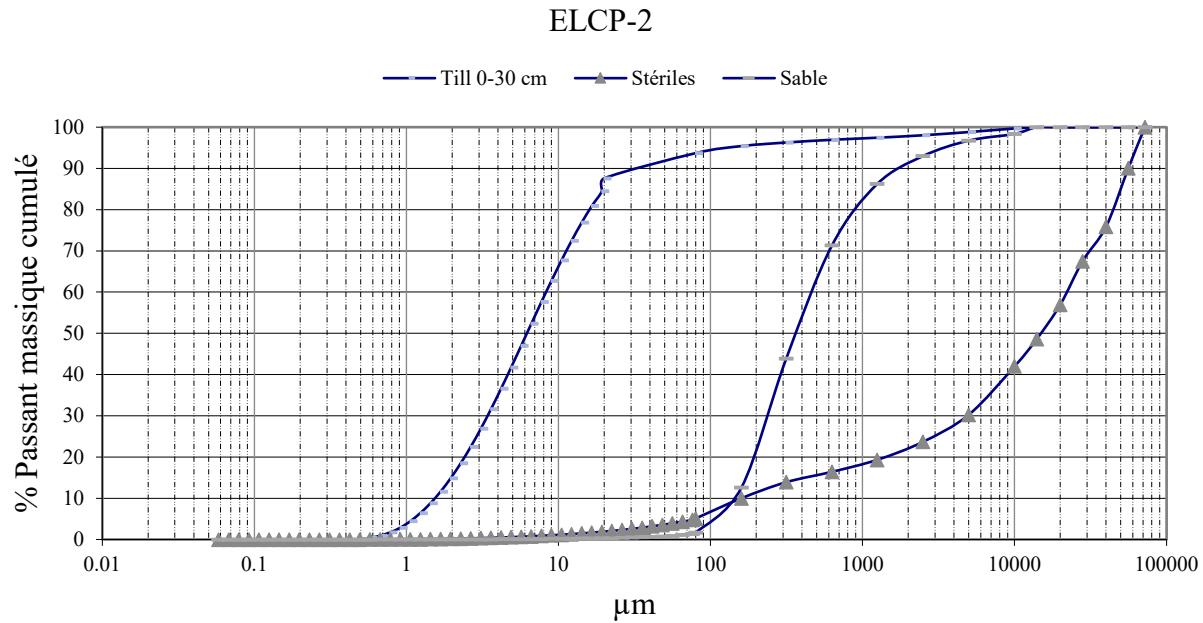


Figure 3.6 Distribution de la taille des particules des matériaux dans la cellule ELCP-2

Note pour les figures 3.5 et 3.6: La granulométrie du mort-terrain et du Till a été réalisée à l'aide d'un granulomètre laser dont le résultat est un % volumique cumulé. On fait l'hypothèse que la densité relative des grains ne varie pas

dans l'échantillon (entre chaque fraction) ce qui permet de considérer que les % volumique sont similaires aux % massique.

Les sols ont été classés selon le système unifié de classification de l'USCS (*Unified Soil Classification System*; ASTM D2487, 1966) : le Till est classifié comme une argile inorganique de plasticité faible à moyenne (CL), le sable est un sable uniforme (SP), le stériles est un gravier bien étalé (GW), le mort-terrain est un sable silteux (SM) avec de la matière organique.

3.4.4 Essais de compactage

Les figures 3.7 et 3.8 présentent les résultats des essais de compactage pour le till et le sable utilisés dans les cellules ELCP-1 et ELCP-2. Dans cette étude, des essais Proctor standard ont été réalisés. Les figures 3.7a et 3.8a présentent les résultats sous la forme de la masse volumique sèche en fonction de la teneur en eau massique pour le till et le sable, alors que les figures 3.7b et 3.8b montrent la relation entre la porosité et l'indice de vide et la teneur en eau massique. Les résultats indiquent une teneur en eau optimale de 21% et 14,2% respectivement pour le till et le sable, et une masse volumique sèche maximale pour le till et le sable de 1,65 et 1,68 g/cm³ respectivement.

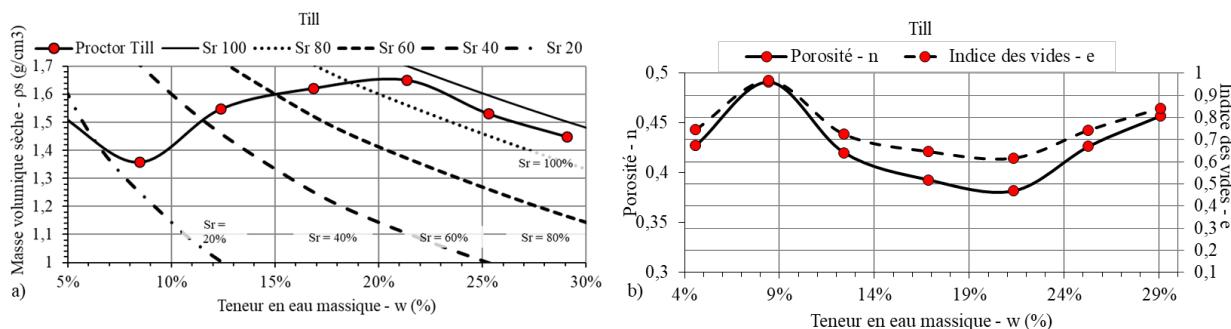


Figure 3.7 Pour le till a) la densité sèche en fonction de la teneur en eau de la masse b) la relation entre la porosité et l'indice de vide et la teneur en eau de la masse.

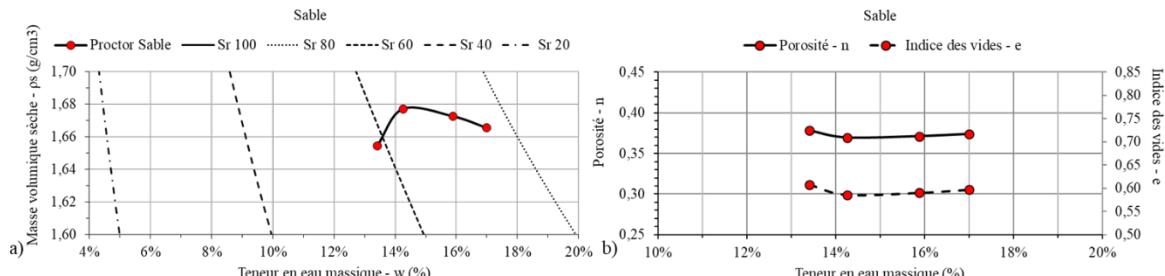


Figure 3.8 Pour le sable a) la densité sèche en fonction de la teneur en eau de la masse b) la relation entre la porosité et l'indice de vide et la teneur en eau de la masse.

3.4.5 Conductivité hydraulique saturée (k_{sat})

Le tableau 3.8 présente les résultats des essais de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) pour les stériles, le till et le sable. À noter que les essais k_{sat} ont été effectués sur des matériaux échantillonnés lors de la construction des cellules. Pour rappel, les essais pour l'obtention des résultats k_{sat} ont été réalisés selon les méthodes mentionnées dans le tableau 3.4 ci-avant. Le sable a une k_{sat} de l'ordre de 10^{-3} cm/s ($n=0,29-0,34$), le till a une k_{sat} de l'ordre de 10^{-8} cm/s ($n=0,42$), le stérile a une k_{sat} de l'ordre de 10^{-3} cm/s ($n=0,21$), le mélange tourbe-mort-terrain a une k_{sat} de l'ordre de 10^{-4} cm/s ($n=0,52$), le mélange sable-tourbe a une k_{sat} de l'ordre de 10^{-4} cm/s ($n=0,6$).

Tableau 3.8 Résultats des essais de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}).

Stériles		
	Porosité - n	k_{sat} mesurée (cm/s)
Essai #1	0.21	$3,6 \times 10^{-3}$
Till		
	Porosité - n	k_{sat} mesurée (cm/s)
Essai #1	0.42	$3,6 \times 10^{-8}$
Sable		
	Porosité - n	k_{sat} mesurée (cm/s)
Essai #1	0.29	$1,5 \times 10^{-3}$
Essai #2	0.34	$5,7 \times 10^{-3}$
Moyenne	0.32	$3,63 \times 10^{-3}$
Mélange mort-terrain-tourbe		
	Porosité - n	k_{sat} mesurée (cm/s)
Essai #1	0.52	$1,2 \times 10^{-4}$
Essai #2	0.53	$2,2 \times 10^{-4}$
Moyenne	0.52	$1,68 \times 10^{-4}$
Mélange sable-tourbe		
	Porosité - n	k_{sat} mesurée (cm/s)
Essai #1	0,60	$7,7 \times 10^{-4}$
Essai #2	0,58	$5,7 \times 10^{-4}$
Moyenne	0,59	$6,72 \times 10^{-4}$

Des essais de perméabilité visant à évaluer les effets des cycles de gel-dégel ont également été réalisés sur le Till (Essai #1). La figure 3.9 présente la conductivité hydraulique saturée après un certain nombre de cycle (0, 5 et 10); ces essais ont été réalisés à l'aide d'un perméamètre à paroi

flexible conformément à la norme ASTM D6035 (2010). Considérant la précision de l'essai, les résultats montrent que l'influence des cycles de gel-dégel est négligeable. Les deux essais réalisés sur le Till entre dans la gamme des le till a une k_{sat} de l'ordre de 10^{-8} cm/s ($n=0,42$)

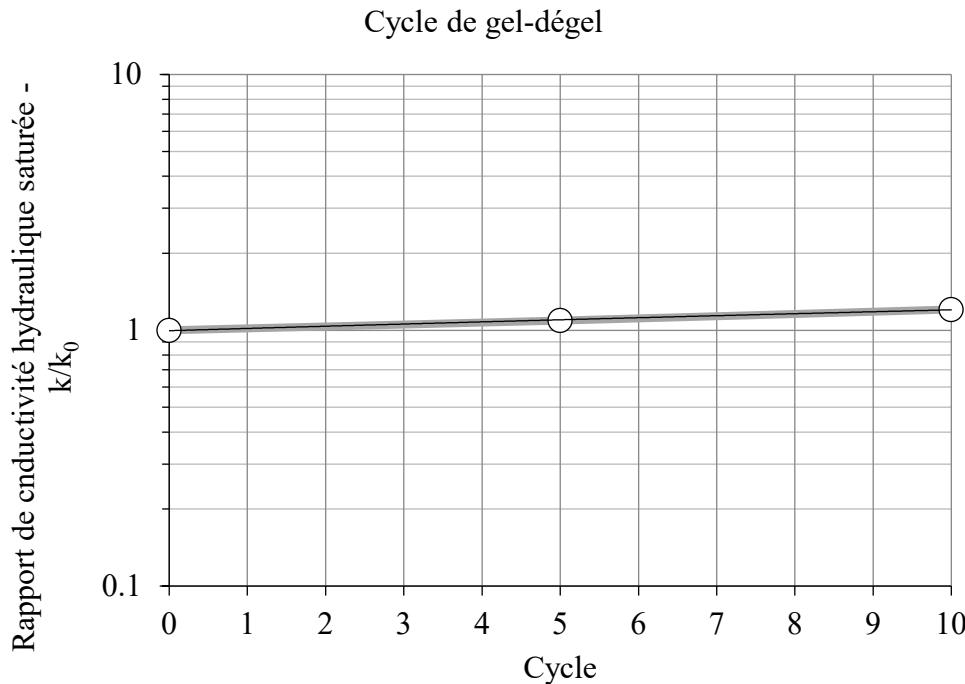


Figure 3.9 Résultats de la conductivité hydraulique saturée par cycle (0, 5 et 10).

Le cycle de gel-dégel (ou gel-dégel) est un phénomène naturel qui se produit dans les régions où les températures oscillent autour du point de congélation. Le cycle de gel-dégel provoque l'expansion et la contraction de l'eau présente dans les fissures des roches. En exploitation minière, il peut être à la fois un allié (facilitation de la fragmentation ou du drainage) et un défi (instabilité des infrastructures et des sols). Comprendre ses effets permet d'optimiser les opérations et de minimiser les impacts environnementaux (Boulanger-Martel et al, 2015; Boulanger-Martel, 2019).

3.4.6 Courbes de rétention d'eau (CRE)

La figure 3.10 présente les courbes de rétention d'eau (CRE) pour le stériles et le sable. La CRE est représentée dans la figure par la relation teneur en eau volumique vs succion. Les essais pour obtenir les courbes de rétention d'eau ont été réalisés conformément à la procédure décrite dans la

norme ASTM D6836 (2012). Les courbes de rétention d'eau ont été réalisées sur des échantillons de résidus et de sable prélevés avant la construction des cellules.

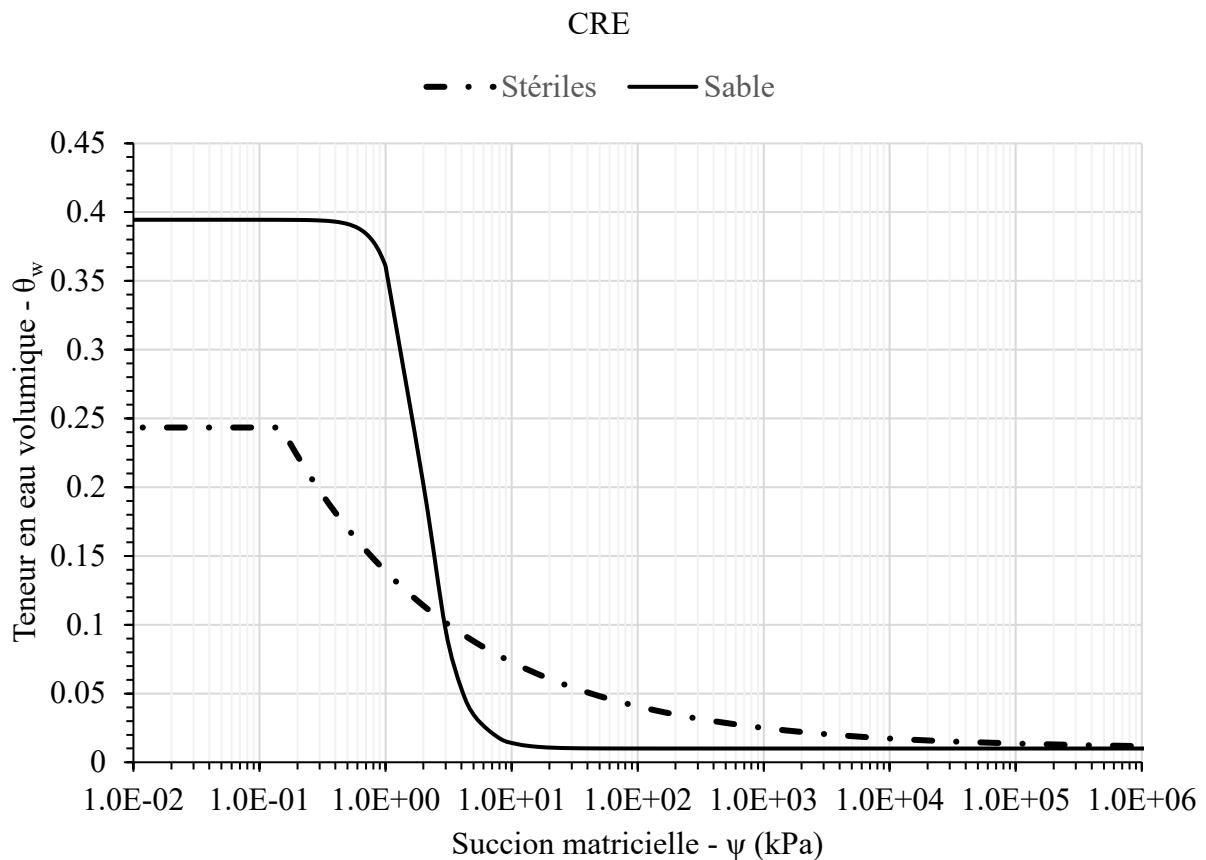


Figure 3.10 Résultats des paramètres de la courbe de rétention d'eau (CRE) pour les stériles et le sable.

Les courbes de rétention d'eau mesurées et prédites pour le till sont présentées dans la figure 3.11, en utilisant un échantillon de la cellule ELCP-1D. L'essai a été réalisé sur le matériel mis en place à une porosité de 0,42 et une G_s de 2,67. La valeur d'entré d'air (AEV) mesurée est élevée (110 kPa), ce qui confère à ce matériel une bonne capacité de rétention. Les propriétés hydrogéologiques de ce till, ainsi que celles des autres matériaux composant la couverture (stériles et sable), permettront l'apparition d'effets de barrière capillaire. La CRE a été prédite à partir du modèle MK de Aubertin et al (2003), pour des sols fins (non compressibles) et granulaires. D'après les résultats de la limite de liquidité des échantillons, le modèle pour les sols granulaires prédit les valeurs

mesurées en laboratoire de façon plus représentative que le modèle pour les sols fins et non compressibles.

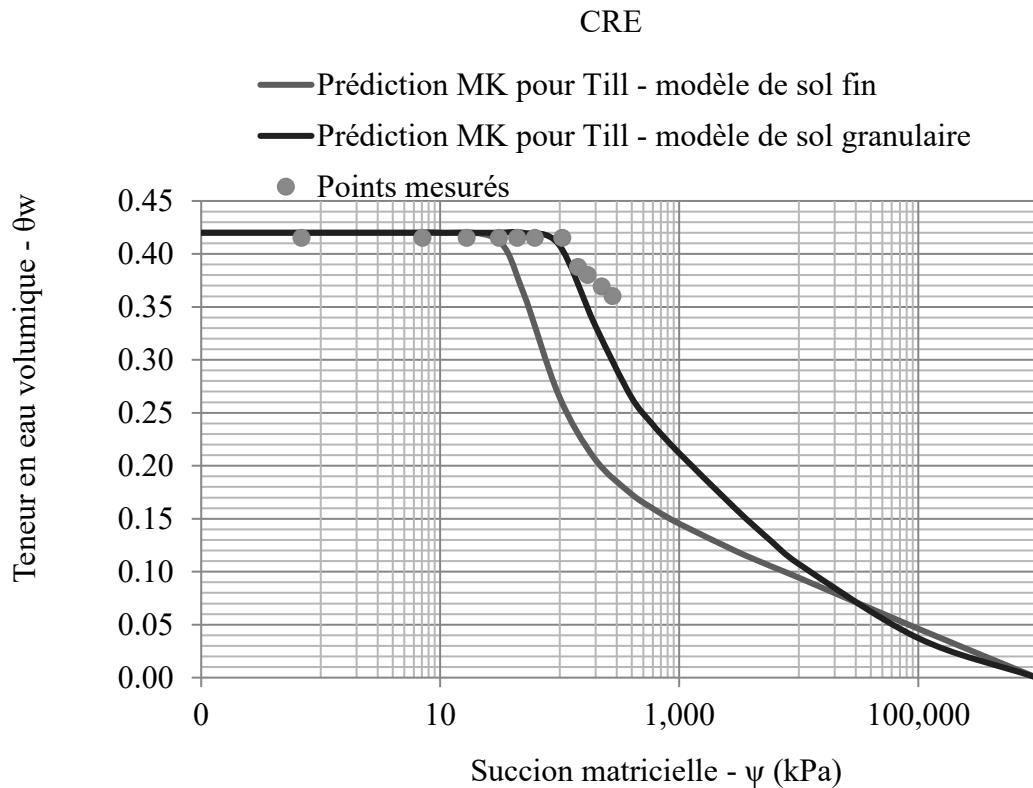


Figure 3.11 Résultats des paramètres de la courbe de rétention d'eau (CRE) pour le Till.

Le tableau 3.9 présente les principaux résultats des paramètres de la courbe de rétention d'eau pour les trois matériaux. La valeur de AEV du till estimée à partir de la CRE est de 110 kPa ($n=0,42$), alors que celles du sable et du stériles sont de l'ordre de 1 et 0,1 kPa respectivement. Les paramètres du modèle de van Genuchten (1980) sont également présentés dans le tableau 3.9.

Tableau 3.9 Résultats des paramètres de la courbe de rétention d'eau (CRE).

Paramètres	Stériles	Till	Sable
n_{vG}	1.30	1.090	3.58
m_{vG}	0.23	0.083	0.72
α_{vG}	6.18	0.005	0.57
θ_r	0.01	0.07	0.01
θ_s	0.24	0.400	0.39
AEV (kPa)	0.1	110	0.9

3.5 Variabilité des propriétés des matériaux observée sur le terrain

Un contrôle de la qualité a été réalisée lors de la construction afin de vérifier la variabilité des propriétés des matériaux. À cet effet, des mesures de la teneur en eau massique, de granulométrie et de compactage des matériaux ont été réalisées. Des mesures de porosité ont également été obtenues à l'aide d'un anneau de volume connu.

3.5.1 Évaluation de la teneur en eau massique (TEM)

Les résultats des teneurs en eau massique (TEM) mesurées au laboratoire et mesurées au nucléodensimètre sur le terrain sont présentés à la figure 3.11 pour les différents matériaux et échantillons. Une comparaison a été faite entre les cellules ELCP-1 et ELCP-2. Pour ELCP-1, le nombre d'échantillons (N) est égal à 1 pour le mort-terrain, 4 pour le till, 2 pour les stériles miniers et 2 pour le sable. Pour ELCP-2, un nombre d'échantillons (N) égal à 4 pour le till, à 2 pour les stériles et le sable.

Quant aux mesures TEM obtenues en laboratoire pour les cellules ELCP-1 et ELCP-2, la teneur en eau moyenne du mort-terrain est de 9 %, celle des stériles de 2,45 % tandis que celle du sable se situe entre 3 et 9 %, et la teneur en eau du till se situe autour de 22 %. En général, les valeurs mesurées au nucléodensimètre suivent le comportement des valeurs mesurées en laboratoire. Les résultats sont similaires et montrent une faible variabilité des matériaux.

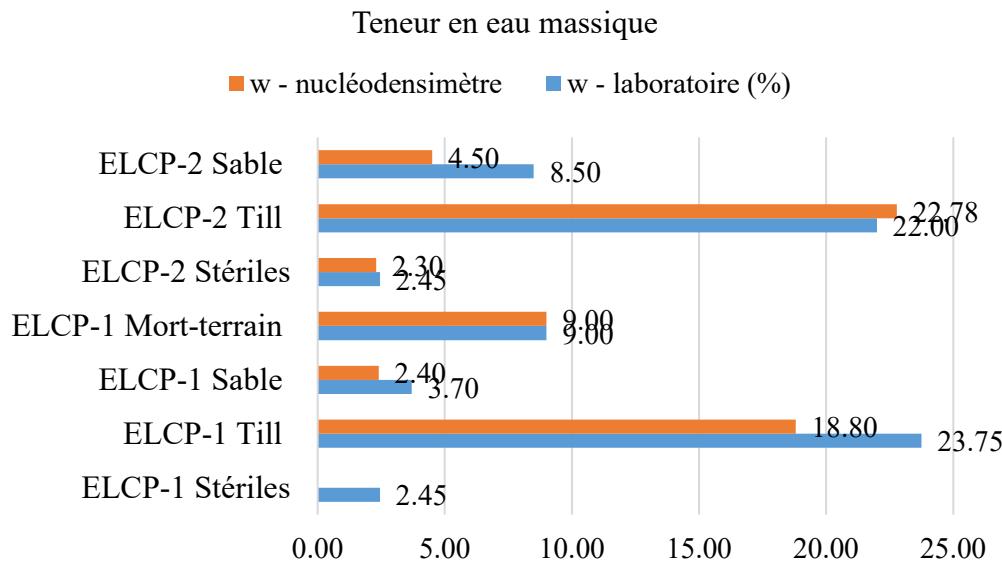


Figure 3.12 Résultats des teneurs en eau massique (TEM).

3.5.2 Évaluation de la distribution de la taille des particules (granulométrie)

Pour évaluer la variabilité de la granulométrie, le coefficient de variation (CoV) des paramètres granulométriques a été calculé. Le CoV est une mesure de la dispersion relative des événements, égale au rapport entre l'écart type (σ) et la moyenne. Bien qu'il soit le plus souvent utilisé pour comparer le risque relatif, le CoV peut être appliqué à n'importe quel type de probabilité quantitative ou de distribution de probabilité.

La figure 3.12 présente le CoV pour les paramètres C_u , D_{10} , D_{30} , D_{60} et D_{80} des stériles miniers, du sable et du Till. Le nombre d'échantillons (N) pour les stériles et le sable est de 4, alors que le N pour le Till est de 3.

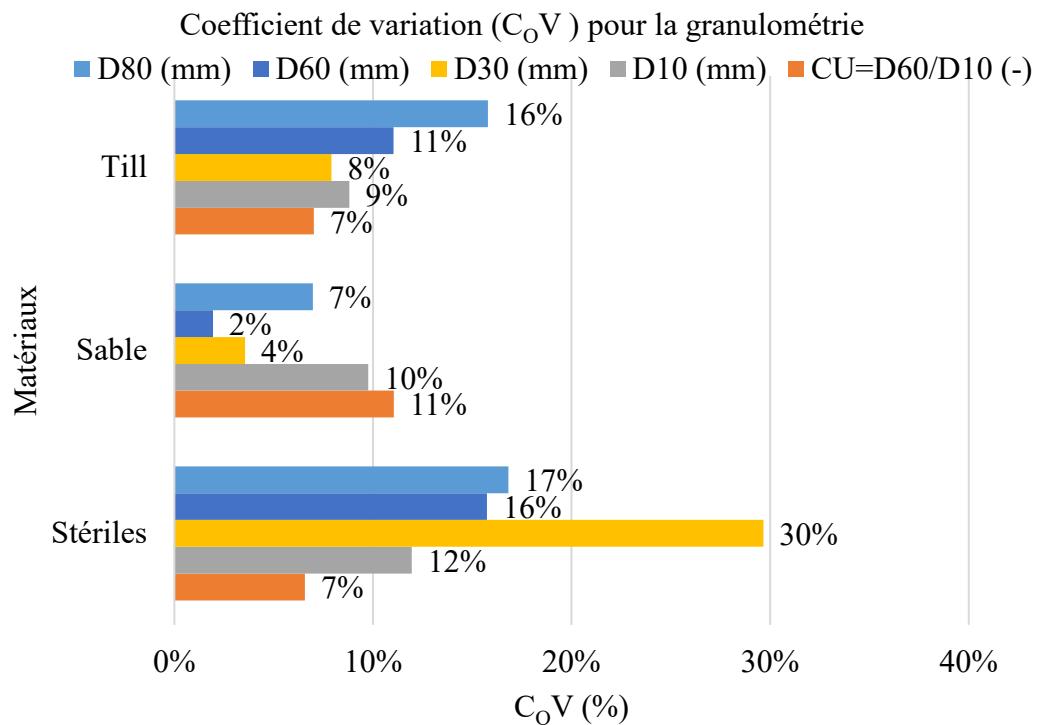


Figure 3.13 Valeurs C_oV obtenues à partir de la granulométrie.

Il n'y a pas de consensus sur le nombre exact d'échantillons permettant de dire que la valeur du C_oV est acceptable ou non (Webster et Oliver, 1992 ; Pennock, 2004 Pennock et al. 200 ; Goidts et al. 2009). Dans le cadre de cette étude, même si le nombre d'échantillons est faible, les résultats de C_oV obtenus respectent habituellement les valeurs attendues de la littérature conformément au tableau 3.10 ci-dessous. Un C_oV plus faible indique une variabilité moindre par rapport à la moyenne, ce qui suggère généralement une meilleure homogénéité ou une plus grande stabilité des données. Une étude de Karlen et al. (1997) suggère que pour la plupart des propriétés du sol (propriétés générales du sol), un C_oV inférieur à 35 % est considéré comme acceptable pour les études sur le terrain. Il est important de noter que "plus c'est bas, mieux c'est" n'est pas toujours vrai, car de nombreux facteurs ont une influence sur la variabilité des valeurs de C_oV , tels que l'origine géologique du sable (par exemple, marine, fluviale, éolienne), le degré de tri, la méthode et l'échelle d'échantillonnage, le paramètre spécifique de la taille des particules mesuré (par exemple, D_{50} , taille moyenne des grains, fraction de sable).

Tableau 3.10 Valeurs de référence des CoV pour la granulométrie.

Matériaux	Gamme de CoV en fonction de la taille des particules	Références
Taille des particules d'argile	3-48%	Phoon and Kulhawy (1999)
Taille des particules de sable	20-60%	Phoon and Kulhawy (1999)
Fraction d'argile dans les sols naturels	30-50%	Lacasse and Nadim (1997)
Sable (à partir de différentes sources)	5-35%	Baecher and Christian (2005)
Stériles (piles de stériles)	15-100%	McLemore et al. (2009)
Till (à partir de dépôts glaciaires)	17-46%	Soulié et al. (1990)
Till (à partir de différentes sources)	12-190%	Baecher and Christian (2005)

Ainsi, les résultats obtenus sont habituellement dans les plages recommandées dans la littérature. Même s'il y a un peu plus de variabilité pour le stérile, cela ne devrait pas avoir beaucoup d'impact sur le comportement hydrogéologique du système de recouvrement puisque les échantillons correspondent tous à des matériaux grossiers drainant. Qu'on soit à un extrême ou l'autre du spectre, l'impact sur le comportement hydrogéologique du recouvrement ne devrait pas être significatif.

3.5.3 Évaluation de la densité in situ des matériaux

Dans cette étude, le till est considéré comme un matériau important, car il agit comme matériau imperméable destiné à contrôler le DNC et le DMA. Pour que le Till remplisse efficacement son rôle, il doit atteindre une certaine densité. Dans cette étude, l'objectif était d'atteindre 85% de l'optimum Proctor.

La masse volumique sèche (ρ_d) et les teneurs en eau massique (w) ont été mesurées sur le terrain durant les travaux de construction à l'aide d'un nucléodensimètre, modèle Troxler 3440. Ces mesures, réalisées in situ, ont permis, par la suite, de calculer la porosité et le taux de compactage des différentes couches de till en place. Le tableau 3.11 montre les résultats des essais de compactage pour les différentes couches de till dans les deux cellules; les valeurs moyennes et les écarts types sont également indiqués dans le tableau. Un G_s de 2,67 a été utilisé pour le calcul de

la porosité. Le pourcentage de compaction pour le Till varie entre 83 et 104 %, avec des valeurs majoritairement entre 90 et 96 % de l'optimum Proctor. Dans la majeure partie des cas, l'optimum Proctor de 85 % recommandé a été atteint. Les valeurs plus faibles de compaction (entre 1501 et 1631 kg/m³) correspondent au till mis en place lors de conditions pluvieuses, donc avec un till à une teneur en eau élevée, ce qui a rendu plus difficile le compactage.

Tableau 3.11 Résultats de la teneur en eau, masse volumique sèche in situ et pourcentage de l'optimum Proctor et porosité calculée.

	Épaisseur de till analysée (cm)	w	ρ_d (kg/m ³)	% de l'optimum proctor	n
ELCP-1	0-30	18.3	1631	90%	0.37
	30-55	19.3	1525	84%	0.41
	55-80	18.0	1501	83%	0.42
Moyenne		18.5	1552	86%	0.40
Écart type standard (σ)		0.7	69	4%	0.03
ELCP-2	0-30	27.5	1503	89%	0.42
	30-55	14.3	1885	104%	0.28
	55-80	18.1	1744	96%	0.33
Moyenne		20.0	1710.3	97%	0.34
Écart type standard (σ)		6.8	193	10%	0.07

Pour le Till, le CoV de la masse volumique sèche (ρ_d) a également été calculé pour chaque couche de compactage (Till 0-30 cm, 30-55 cm et 55-80 cm). Pour calculer le CoV, un nombre d'échantillons (N) égal à 11 a été utilisé pour chaque cellule. Les résultats sont présentés dans la figure 3.13. Pour la masse volumique sèche dans la cellule ELCP-1, le CoV est de 8,8 % pour le Till 0-30 cm et ELCP-2 le CoV est de 3,7 % pour le till 50-80 cm. En résumé, la masse volumique de la couche de Till est très homogène selon les mesures effectuées avec le nucléodensimètre.

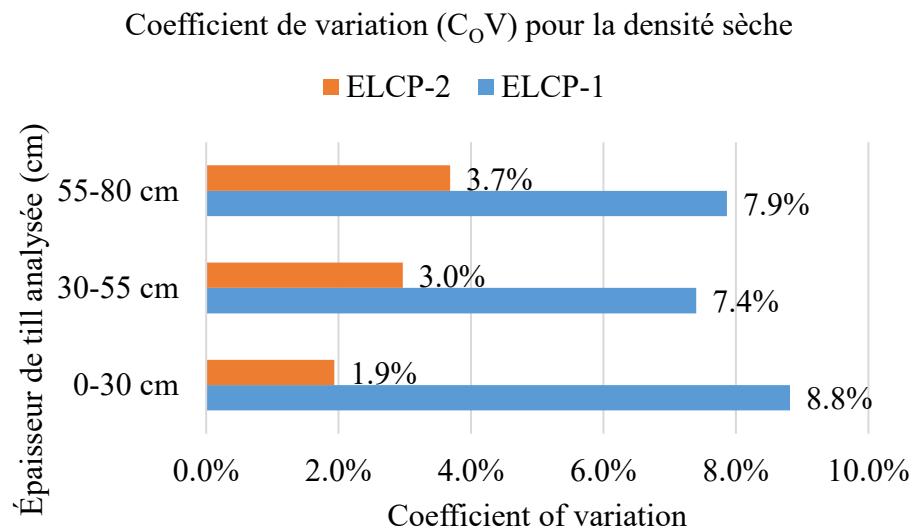


Figure 3.14 Résultat du coefficient de variation (CoV) pour la masse volumique sèche.

Les CoV de la porosité a également été évaluée pour chaque sous-couche. Les résultats sont présentés dans la figure 3.14. En général, les valeurs de CoV sont faibles (ce qui était prévisible puisque la porosité est déduite directement de la densité sèche). Les valeurs montrent que la variabilité est plus grande dans la cellule ELCP-1 comparativement à la cellule ELCP-2, mais avec un CoV inférieur à 12%.

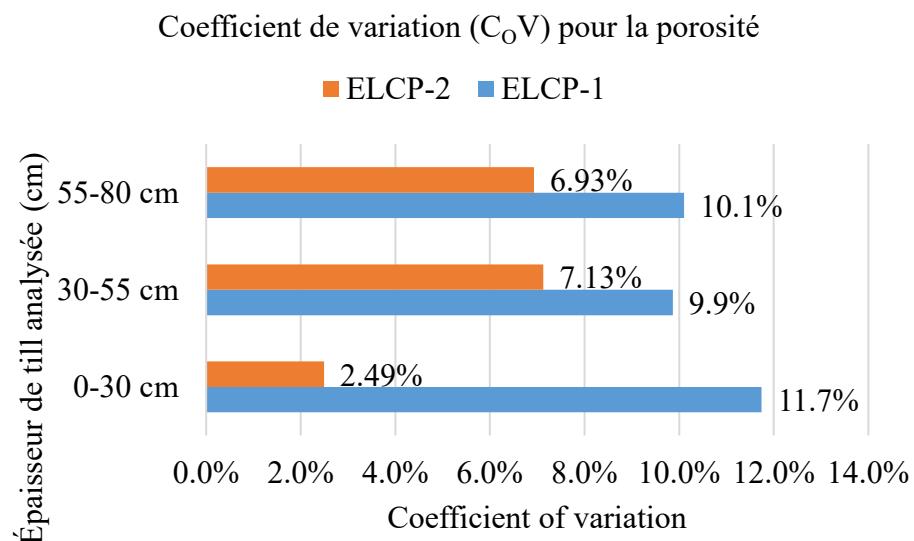


Figure 3.15 Résultat du coefficient de variation (CoV) pour la porosité.

Dans un objectif de vérification des mesures obtenues avec le nucléodensimètre, des mesures de porosité à l'aide d'un cylindre de volume connu et des relations masse-volume ont été réalisées. La figure 3.15 montre les résultats des essais. Dans la cellule ELCP-1, la couche de till de 0-30 cm a une porosité de l'ordre de 0,34-0,41 alors que dans la cellule ELCP-2, la couche de till de 30-55 cm présente une porosité plus faible (0,27-0,30), c'est-à-dire un matériau plus dense. La porosité la plus élevée (0,40-0,45) a été observée dans la couche de till de 50-80 cm de la cellule ELCP-1. La valeur moyenne de porosité est de 0,37 avec un écart type de 0,06. Ces résultats s'accordent bien avec ceux présentés au tableau 3.11.

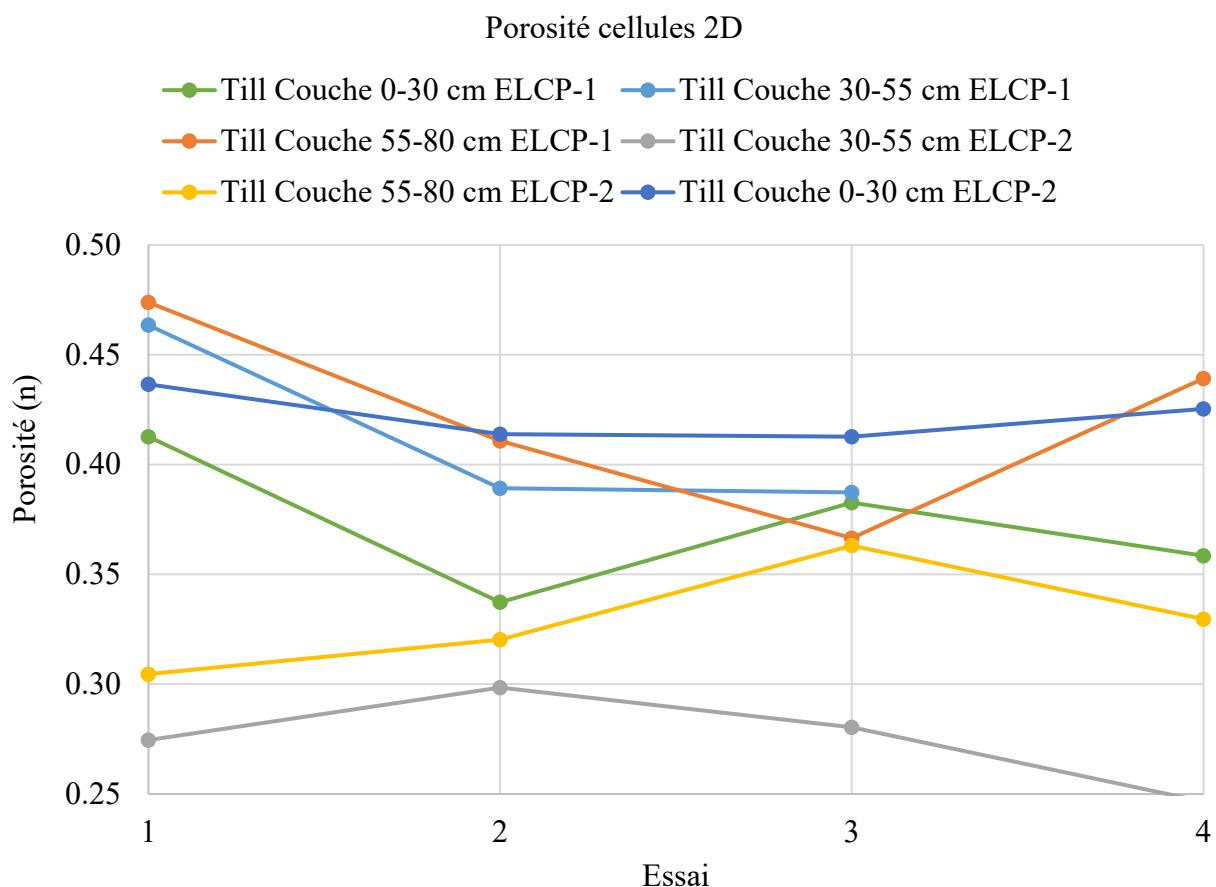


Figure 3.16 Résultats des mesures de porosité pour le till.

3.6 Station météorologique

La description des instruments présents à la station météorologique de la mine Éléonore (*Eléonore Mines Airport, AWOS, en anglais, Automated Weather Observing System*) est résumée dans le tableau 3.13.

Tableau 3.12 Instruments de la station météorologique de la mine Éléonore avec ces caractéristiques.

Capteur	Données collectées (temps)	Fenêtre de la moyenne mobile utilisée pour le calcul	Taux de mise à jour de l'affichage des données
Vitesse du vent	1 seconde	1 / 2 / 10 minutes	2,5 secondes
Direction du vent	1 seconde	1 / 2 / 10 minutes	2,5 secondes
Température	1 seconde	1 / 2 / 5 / 10 minutes	2,5 secondes
Point de rosée	1 seconde	1 / 2 / 5 / 10 minutes	2,5 secondes
Altimètre	15 secondes	1 minute	2,5 secondes
Ceilomètre	30 secondes	Fenêtre de 30 minutes	2,5 secondes
Temps présent	15 secondes	Début/cessation en 5 minutes	2,5 secondes
Visibilité	15 secondes	1 / 2 / 10 minutes	2,5 secondes
Accumulation des précipitations	N/D	1 h / 6 h / 12 h / 24 h	2,5 secondes

3.6.1 Description des capteurs

Les paramètres relatifs aux propriétés et à la fonction des capteurs utiles pour cette étude sont décrits ci-dessous (tiré du manuel (All Weather Inc, 2012).

3.6.1.1 Vitesse et direction du vent

Le capteur 2040HH mesure le temps de trajet d'impulsions ultrasoniques entre des transducteurs opposés dans les deux sens. La comparaison des différences temporelles entre plusieurs paires permet de déterminer la vitesse et la direction du vent. Le capteur permet de mesurer une vitesse comprise entre 0 et 70 m/s (0 et 156 mph) avec une précision de $\pm 2\%$ et une résolution de 0,01 m/s.

3.6.1.2 Température/humidité relative/point de rosée

Le capteur de température/humidité relative modèle M482203-00 combine un capteur de température et un capteur d'humidité relative dans un seul boîtier. L'humidité relative est mesurée à l'aide d'un capteur capacitif à couche mince et la température est mesurée à l'aide d'un *Resistance Temperature Detector*, c'est-à-dire, RTD Pt100. Les signaux des capteurs sont convertis en deux signaux de sortie de tension linéarisés, qui sont recueillis toutes les secondes. Le capteur de température et d'humidité est protégé par un bouclier anti-rayonnement (MARS 8190-02, c'est-à-dire *Motor-Aspirated Radiation Shield*). Ces données servent aussi au calcul du point de rosée tel que déterminé par l'AWOS. Le capteur a une gamme de température de fonctionnement de -40°C à $+55^{\circ}\text{C}$.

3.6.1.3 Pression barométrique

Le capteur de pression barométrique utilise un oscillateur RC et trois condensateurs de référence pour mesurer en continu la pression capacitive et la compensation thermique. Le microprocesseur du baromètre ajuste les données pour la linéarité et la température. Le capteur est interrogé à chaque seconde par le Data Collection Platform (DCP) avec une précision de $\pm 0,004 \text{ inHg}$ ($\pm 0,1 \text{ hPa}$) et une résolution de 0,001 inHg (0,03 hPa).

3.6.1.4 Précipitation

Le capteur modèle 6490-I mesure optiquement la scintillation des précipitations via un faisceau de lumière infrarouge. Il détecte l'intensité des scintillations pour évaluer le taux de précipitations et analyse le spectre de fréquence pour identifier leur type (pluie, neige, etc.) L'algorithme AWOS

utilise les données des capteurs, la température de l'air, le point de rosée, la visibilité et, si disponible, les données de foudre pour déterminer une valeur de précipitation, mise à jour toutes les 30 secondes et communiquée selon les codes de la WMO (*World Meteorological Organization*). Le capteur de précipitations a une précision de 5 % et une résolution de précipitations cumulées de 0,001 mm.

CHAPITRE 4 COMPORTEMENT HYDROGÉOLOGIQUE DES CELLULES EXPÉRIMENTALES : RÉSULTATS ET ANALYSE

Ce chapitre présente les principaux résultats obtenus en lien avec le comportement hydrogéologique des deux cellules expérimentales de terrain. De façon plus spécifique, on présente dans un premier temps les conditions météorologiques pour la période 2015 à 2023 qui intègre la période d'étude des cellules expérimentales (2017 à 2020). Les résultats concernant l'évolution de la température dans les différentes couches de sol et l'évolution du comportement non saturé (suction et teneur en eau volumique) des couches des deux recouvrements sont ensuite présentés. On poursuit avec une évaluation du bilan hydrique annuel observé durant la période d'étude. Les résultats liés au comportement non saturés sont ensuite analysés plus en détails à l'aide de diagrammes à moustache afin de faire ressortir davantage les tendances générales.

4.1 Résultats des paramètres hydrogéologiques

4.1.1 Précipitations (stations météorologiques)

Il est important de noter que les données de précipitations de la station météorologique d'Éléonore ont été utilisées uniquement pour les mois de juin à septembre 2018 et 2019. Les précipitations quotidiennes autres que pour ces périodes sont estimées à partir de la station météorologique de La Grande Rivière A, disponible sur le site Internet d'Environnement Canada. Les données mesurées à la station d'Éléonore ont donc été utilisées lorsqu'elles étaient disponibles. Lorsqu'elles n'étaient pas disponibles, une approximation basée sur une corrélation entre les précipitations à La Grande Rivière et celles observées à la mine Éléonore a été utilisée. Les précipitations sont converties selon des facteurs mensuels présentés dans le tableau 4.1 ci-dessous. Ces facteurs ont été déterminés lors d'une étude hydrologique réalisée par SNC-Lavalin (actuellement *AtkinsRéalis Group Inc*) qui a produit une distribution mensuelle des précipitations au site Éléonore à partir des données météorologiques des sites Matagami et Grande Rivière A, entre 1974 et 2010. Les stations météorologiques La Grande Rivière A et Matagami sont situées respectivement à 146 km au nord-ouest et à 348 km au sud-ouest de la mine Éléonore.

Tableau 4.1 Facteur de correction pour la station La Grande Rivière à Éléonore.

Mois	Facteur de correction pour la station La Grande Rivière A - Éléonore
Janvier	1.143
Février	1.145
Mars	1.126
Avril	1.205
Mai	1.140
Juin	1.093
Juillet	1.197
Août	1.002
Septembre	0.991
Octobre	1.004
Novembre	1.007
Décembre	1.056

La figure 4.1 montre les précipitations mensuelles entre 2015 et 2023 pour la mine Éléonore.

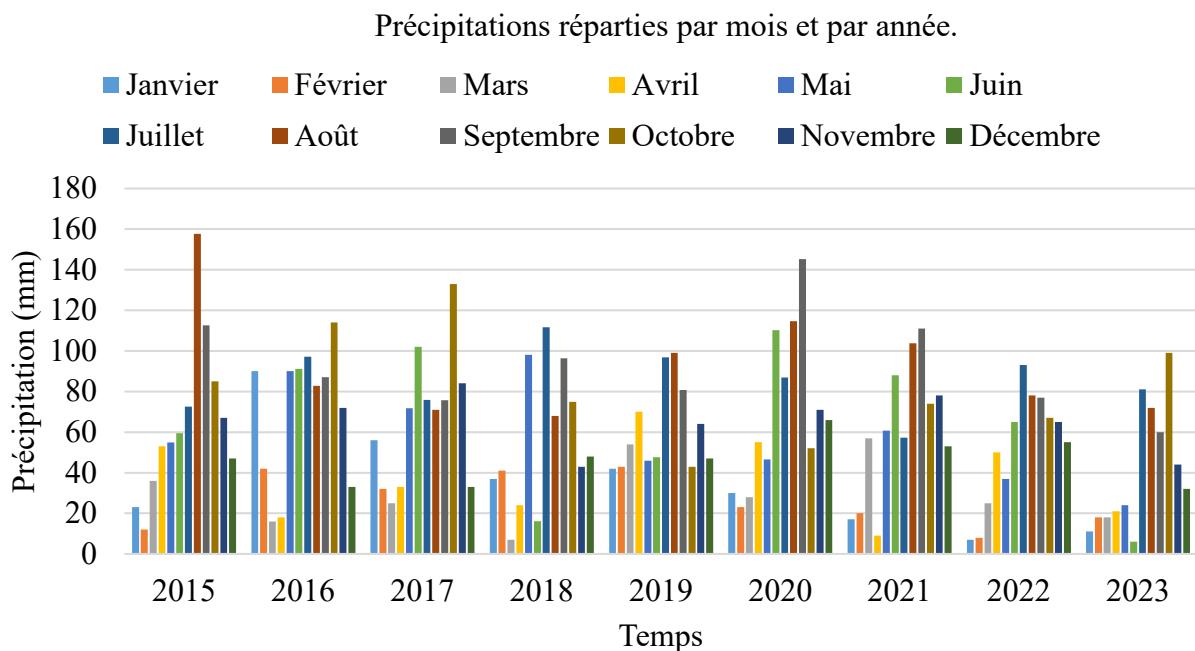


Figure 4.1 Répartition des précipitations annuelles pour les 12 mois de l'année et ce, pour les années 2015 à 2023.

La figure 4.2 montre les précipitations annuelles entre 2015 et 2023. La moyenne des précipitations entre les années 2015 et 2023 est de 719,4 mm avec un écart type de 111,9. La valeur de

précipitations la plus élevée a été enregistrée en 2016 avec 833,2 mm et la valeur la plus faible a été enregistrée en 2023 avec 486,0 mm.

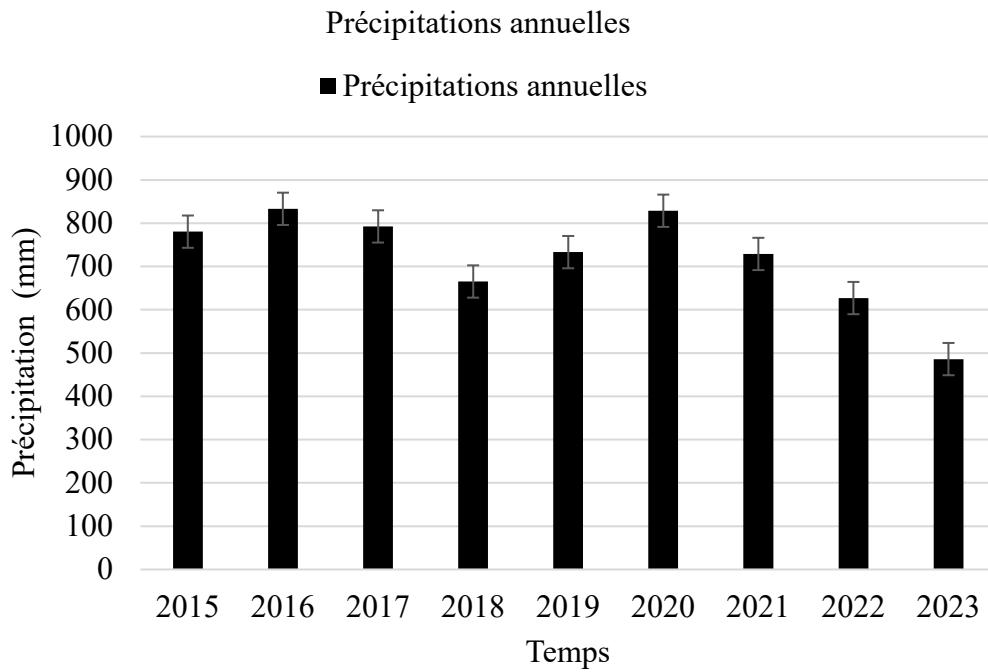


Figure 4.2 Précipitations annuelles entre 2015 et 2023 à la mine Éléonore.

4.1.2 Température de l'air

Il est parfois utile, pour simplifier, de représenter la température de l'air (T_{air}) par une fonction sinusoïdale (cosinus), comme le décrit l'équation 4.3 (Andersland et Ladanyi, 1994, 2003):

$$f: R \rightarrow R \mid y(t, \phi) = T_{air} = TMAA + A_{air} - \left(\cos \left(\frac{2\pi t}{365} - \frac{2\pi\phi}{365} \right) \right) \quad (4.3)$$

Où TMAA est la température moyenne annuelle de l'air, A_{air} est l'amplitude de la fonction de température de l'air, et ϕ est un paramètre d'ajustement de la phase de cette fonction de température de l'air. La figure 4.3 représente l'évolution de la température de l'air et le tableau 4.2 présente les

résultats des paramètres utilisés pour calculer l'évolution de la température de l'air à l'aide de l'équation 4.3.

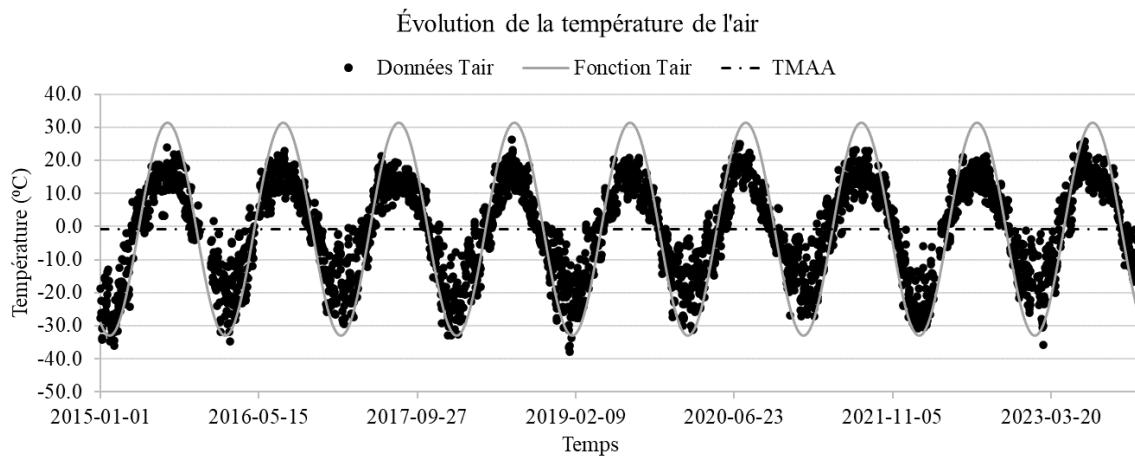


Figure 4.3 Évolution de la température de l'air.

Tableau 4.2 Paramètres utilisés pour calculer l'évolution de la température de l'air.

Paramètres	Données T_{air}	Fonction T_{air}
TMAA	-0,80	-0,82
Maximum	26,36	31,36
Minimum	-37,96	-32,96
Amplitude	32,16	32,16
\emptyset	30	

Il convient de noter que des indices de température de l'air ont également été calculés et sont présentés en détail à l'annexe C.

4.1.3 Humidité relative de l'air

L'humidité relative moyenne entre 2015 et 2023 était de 80,5 %. La figure 4.4 représente l'évolution de l'humidité relative. En bref, une humidité relative de 80 % signifie que l'air retient 80 % de l'humidité qu'il peut contenir à cette température particulière, ce qui indique un taux d'humidité élevé.

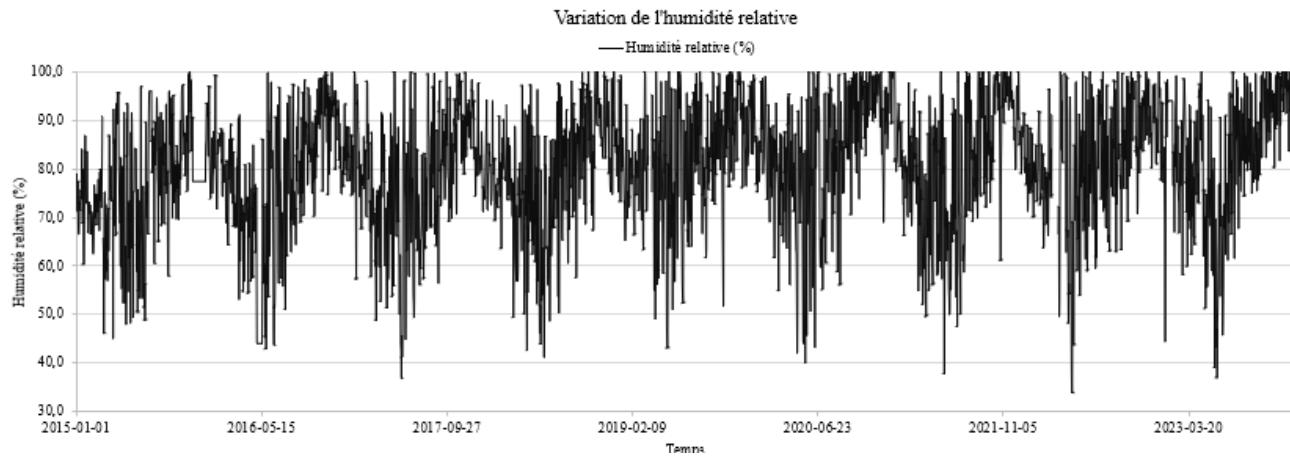


Figure 4.4 Évolution de l'humidité relative.

4.1.4 Vitesse du vent

La vitesse moyenne du vent entre 2015 et 2023 était de 7,62 nœuds, ce qui équivaut à 14,13 km/h. Les valeurs maximales observées étaient de l'ordre de 40 km/h. La figure 4.5 représente l'évolution de la vitesse du vent.

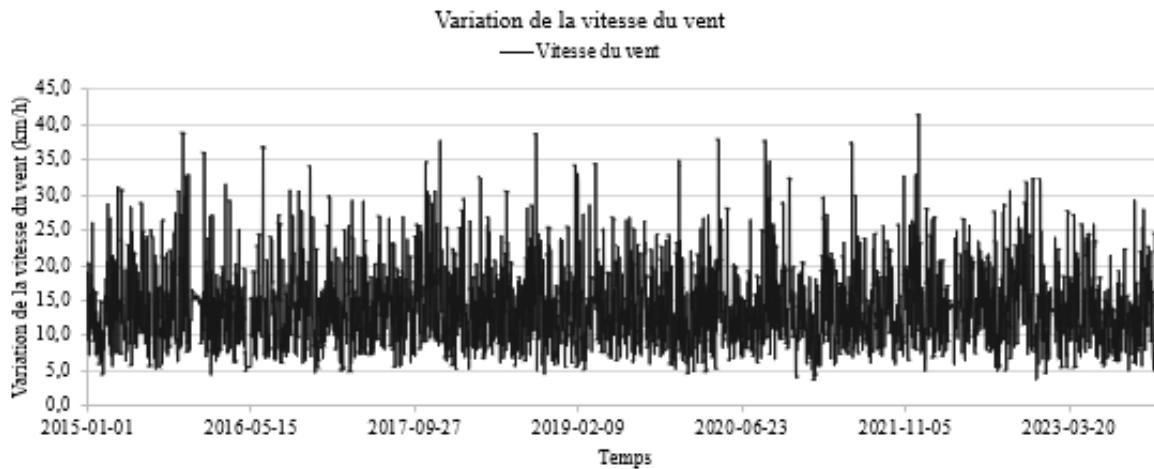


Figure 4.5 Évolution de la vitesse du vent.

4.1.5 Albédo

Le coefficient de réflexion ou albédo est la réflectivité diffuse ou le pouvoir réfléchissant d'une surface. Le coefficient de réflexion est le ratio entre le rayonnement réfléchi par la surface et le rayonnement incident sur celle-ci. Il est adimensionnel. L'albédo, qui varie entre 0 et 1, fait généralement référence à la « blancheur » d'une surface, 0 signifiant noir et 1 signifiant blanc (Oke,

1988). Une valeur de 0 signifie que la surface est un « absorbeur parfait », qui absorbe toute l'énergie entrante. L'énergie solaire absorbée peut être utilisée pour chauffer la surface, évaporer l'eau ou, en présence de glace de mer ou de neige, faire fondre la surface (Fredlund, 2006). Une valeur de 1 signifie que la surface est un « réflecteur parfait » qui réfléchit toute l'énergie entrante. Selon la littérature, l'albédo a une valeur de l'ordre de 0,20 à 0,25, ce qui correspond à la valeur moyenne d'un sol à faible couvert végétal (forêt de caducifoliés : 0,15 à 0,20 de canopée complète) ou d'un sol rocheux (Betts et Ball, 1997 ; Blight, 2002 ; Monteith et Unsworth, 2013). La valeur de l'albédo n'a pas été obtenue directement sur le terrain. Pour cette étude, un albédo de 0,21 a été considéré réaliste pour les cellules expérimentales.

4.2 Résultats des paramètres hydrogéologiques obtenus par les cellules expérimentales

Cette section présente les résultats de la teneur en eau volumique (θ_w ou TEV), de la succion (ψ), de la température et du bilan hydrique obtenus pour les cellules expérimentales ELCP-1 et ELCP-2.

4.2.1 Teneur en eau volumique – θ_w (TEV) et Suction – ψ

Des sondes permettant de mesurer les valeurs de θ_w et de ψ ont été installées à différentes profondeurs afin de connaître le comportement hydrogéologique du système de recouvrement. Noter que la porosité est assumée constante durant les suivis de 2017 à 2020. Les données de précipitation des stations météorologiques La Grande Rivière A (valeurs corrigées pour l'hiver) et du site Éléonore (valeurs d'été-automne) sont aussi représentées sur les courbes de θ_w vs temps, afin de vérifier la réponse de la teneur en eau volumique des différentes couches par rapport aux précipitations. Les valeurs de AEV et de porosité ont été tirées des résultats de la caractérisation hydrogéologique présentée précédemment. Les teneurs en eau volumique sont mesurées en continu aux 12 heures avec les sondes 5TM (dans le till, le sable, sable-tourbe) et GS3 (dans les stériles et mort terrain-tourbe). Les valeurs brutes de teneur en eau volumique mesurées sont converties en valeurs réelles avec une courbe de calibrage propre à chaque matériau (mélange mort-terrain-tourbe, mélange sable-tourbe, till, sable, stériles). Les courbes de calibrage sont présentées à l'annexe A.

4.2.1.1 ELCP-1

Pour la cellule ELCP-1, les résultats de la teneur en eau volumique des quatre stations sont présentés dans la figure 4.6 et les résultats de la succion sont présentés à la figure 4.7. Les stations en bas de pente de la cellule (station A) et en haut de pente (station D) permettent d'évaluer de façon qualitative si la pente influence le comportement hydrogéologique des recouvrements. La porosité moyenne de la couche de Till et la valeur de teneur en eau correspondant à un degré de saturation (S_r) de 85% sont également représentées par des lignes pleines. Rappelons que la valeur de S_r de 85% est reconnu comme la valeur cible pour bien contrôler les flux d'oxygène (Mbonimpa et al., 2003).

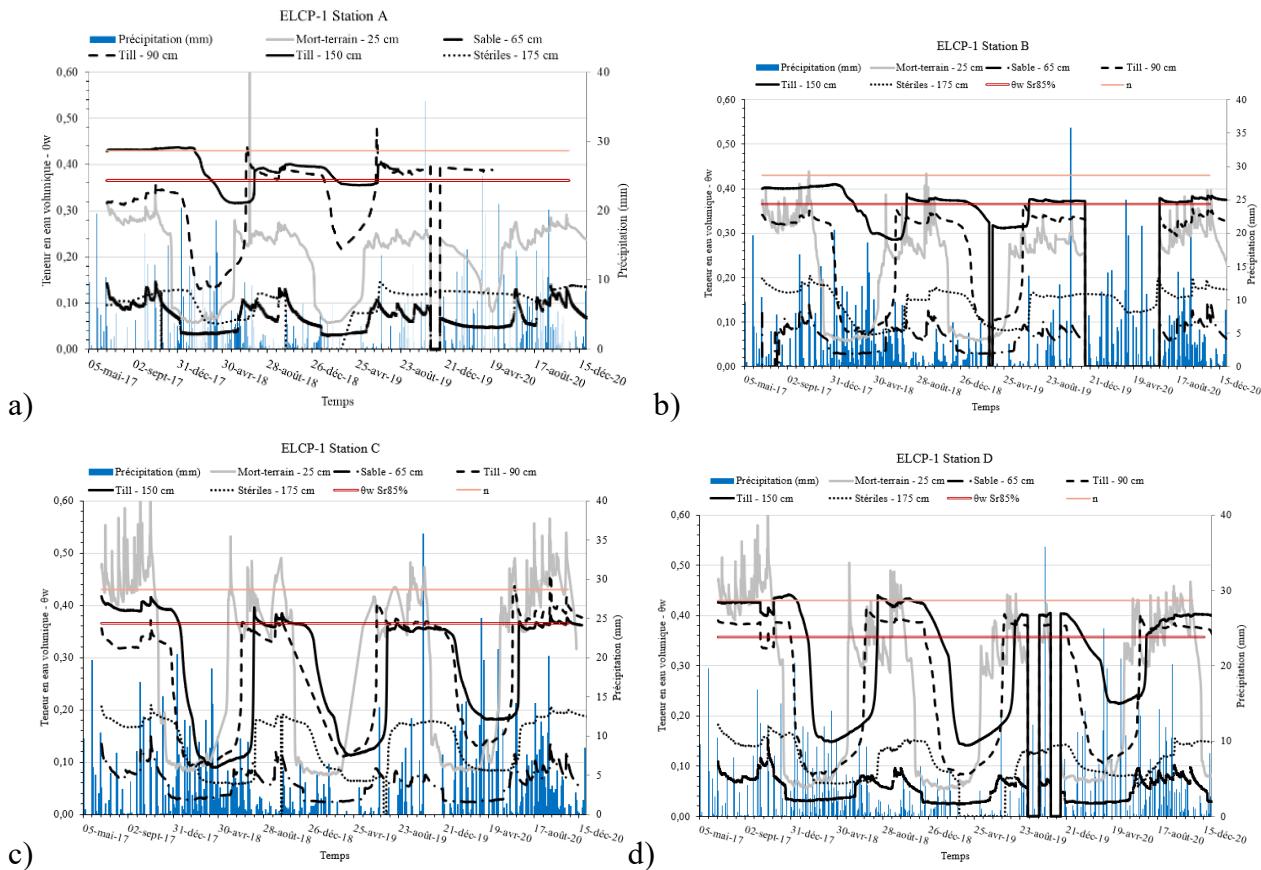


Figure 4.6 Résultats de l'évolution de la teneur en eau volumique (θ_w) dans la cellule ELCP-1 : a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.

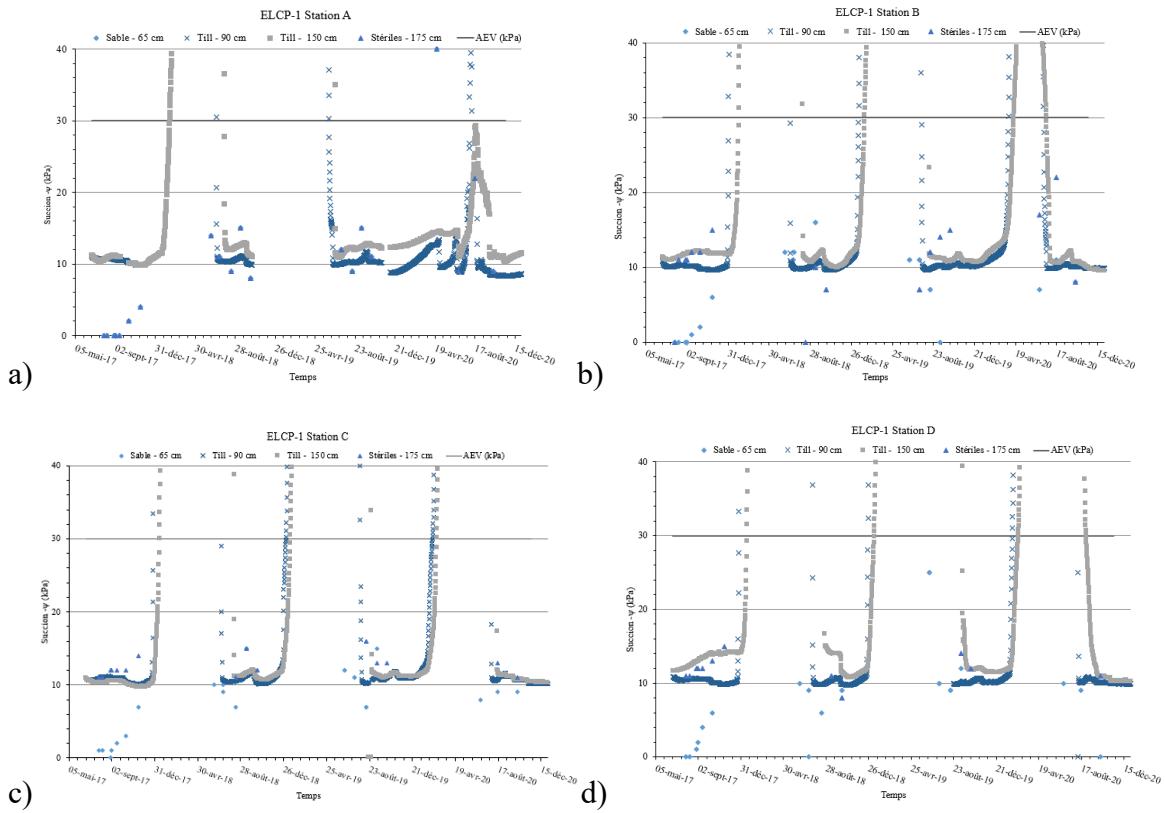


Figure 4.7 Résultats de l'évolution de la succion dans la cellule ELCP-1 : a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.

Les valeurs de θ_w dans la couche de till dans les périodes sans gel se stabilisent autour de 0,38 – 0,40, et elles sont supérieures à la valeur de θ_w pour un degré de saturation de 85%, que ce soit dans le bas comme dans le haut de la pente, avec des valeurs de succions inférieures à l'AEV du till (110 kPa). On observe des pics de valeurs de θ_w allant jusqu'à 0,40 au printemps. Ces résultats indiquent que la couche de till, en bas comme en haut de pente, demeure près de la saturation en tout temps, dans la période hors gel.

Dans la couche de stériles en dessous du till, les valeurs θ_w se stabilisent autour de 0,15 en bas de pente alors qu'en haut de pente, les valeurs fluctuent légèrement entre 0,12 et 0,17. Les valeurs de succion sont généralement inférieures à 15 kPa (en bas comme en haut de pente). Pour la couche de sable au-dessus de la couche de till, on observe une fluctuation des valeurs de θ_w entre 0,05 et 0,15 en bas de pente et entre 0,05 et 0,10 en haut de pente avec des valeurs de succion autour de 10 kPa.

Dans la couche de mort-terrain de la cellule ELCP-1, les valeurs de θ_w oscillent très peu en bas de pente et se maintiennent entre 0,32 et 0,36, tandis qu'en haut de pente, on observe une plus grande fluctuation, avec des valeurs de θ_w comprises entre 0,35 et 0,45. Les fluctuations sont habituellement concordantes avec les précipitations. La présence de sable en dessous de cette couche peut avoir créé un bris capillaire, permettant à cette couche de mort terrain d'avoir une saturation élevée. L'hétérogénéité des propriétés du mélange mort-terrain-tourbe (en termes de granulométrie et de densité en place) pourrait aussi expliquer les variations observées entre les stations.

On peut observer à la figure 4.7 une baisse des teneurs en eau volumique en période hivernale principalement pour les couches situées plus près de la surface (mort-terrain, sable et till). Cela vient du fait que le senseur utilisé considère la glace comme un solide; la réponse du senseur est une valeur de teneur en eau volumique non gelée. Ces baisses ne sont donc pas associées à un drainage mais une transformation de l'eau en glace. À l'inverse, la figure 4.8 montre que lorsque l'on se situe en période froide, les senseurs de succion donnent des valeurs élevées qui ne correspondent pas à la réalité. Cela vient du gel de l'eau dans la matrice granulaire du senseur ce qui empêche la prise de mesure fiable. Au dégel, le senseur recommence à donner des valeurs réalistes.

4.2.1.2 ELCP-2

Pour la cellule ELCP-2, les résultats de la teneur en eau volumique des quatre stations sont présentés dans la figure 4.8 et les résultats de la succion sont présentés à la figure 4.9 ci-dessous. Encore une fois, la porosité et le degré de saturation de 85% sont représentés dans les quatre fenêtres de la figure 4.8. À noter cependant que les mesures de porosité dans la couche de till de cette cellule sont plus variables ce qui peut expliquer parfois les écarts entre les TEV mesurées et la valeur de S_r de 85%.

Lors des périodes non gelées, les valeurs de θ_w dans la couche de till en bas de pente de la cellule ELCP-2 et proche de la surface oscillent entre 0,30 et 0,35; ces valeurs restent inférieures à la valeur de θ_w correspondant à un degré de saturation de 85%. En profondeur, les valeurs de θ_w se stabilisent autour de 0,35 et sont très proches de la valeur de θ_w correspondant à un degré de saturation de 85% (0,37). Dans la couche de till en haut de pente, les valeurs de θ_w se maintiennent entre 0,40 et 0,43 en surface et elles sont supérieures à la valeur de θ_w correspondant à un degré de

saturation de 85% (0,35), alors qu'en profondeur, les valeurs de θ_w demeurent autour de 0,31 %. Les valeurs de succion correspondant à ces mêmes profondeurs, en bas et en haut de pente, sont similaires d'année en année et elles sont généralement autour de 10-12 kPa, inférieures à l'AEV du till (110 kPa). De façon générale, lorsqu'on considère les valeurs de θ_w de la couche de till, la précision des senseurs utilisés pour la mesure de θ_w ($\pm 0,03$), la variation de la porosité et les succions correspondantes, on peut dire que les couches de till demeurent près de la saturation en tout temps.

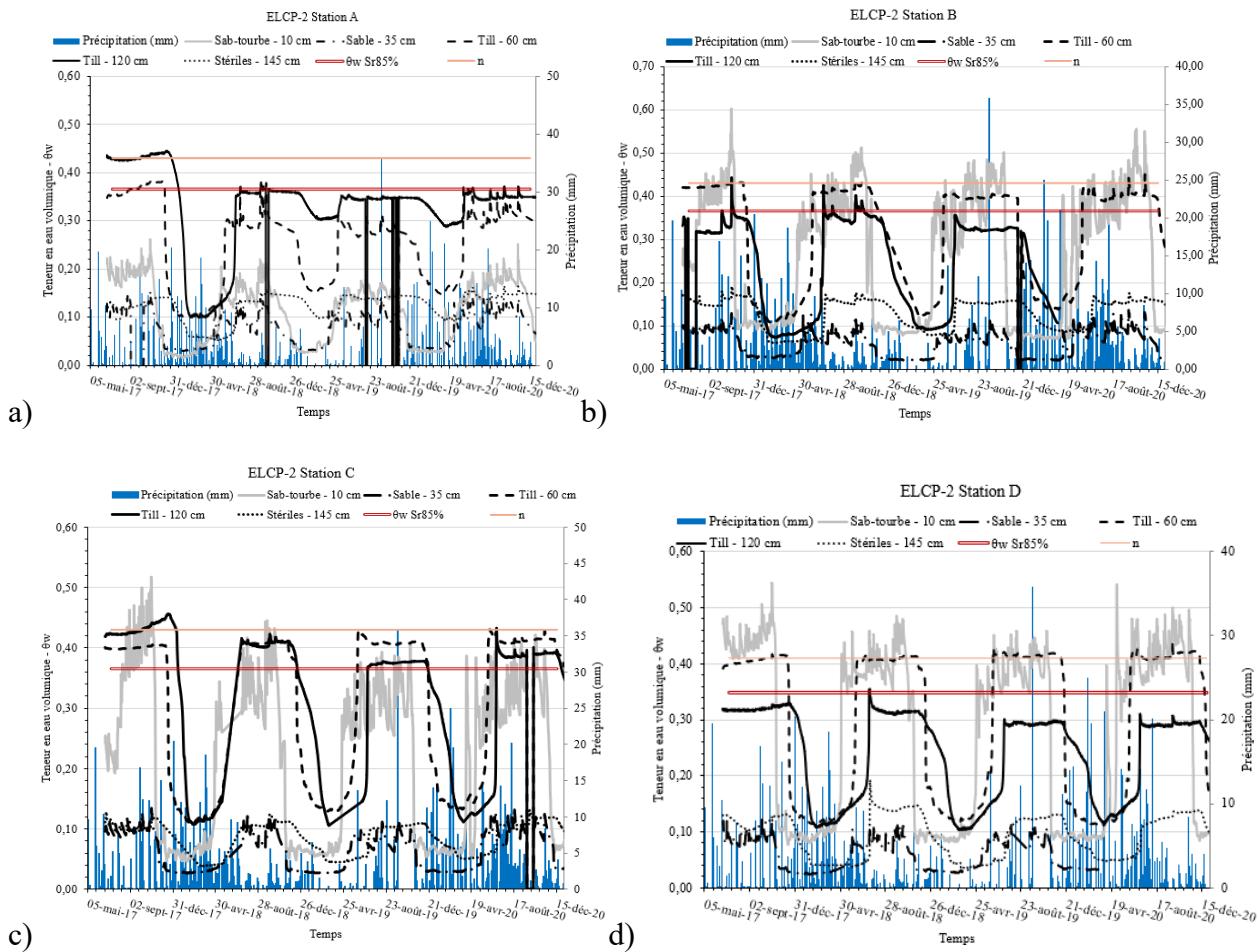


Figure 4.8 Résultats de l'évolution de la teneur en eau volumique (θ_w) dans la cellule ELCP-2 : a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.

Dans la couche de stériles en dessous du till, les valeurs θ_w se maintiennent autour de 0,16 en bas de pente et autour de 0,12 en haut de pente, avec des valeurs de succion généralement comprises entre 10 et 14 kPa en bas de pente et entre 13 et 16 kPa en haut de pente. On est donc en présence d'une couche bien drainée en tout temps.

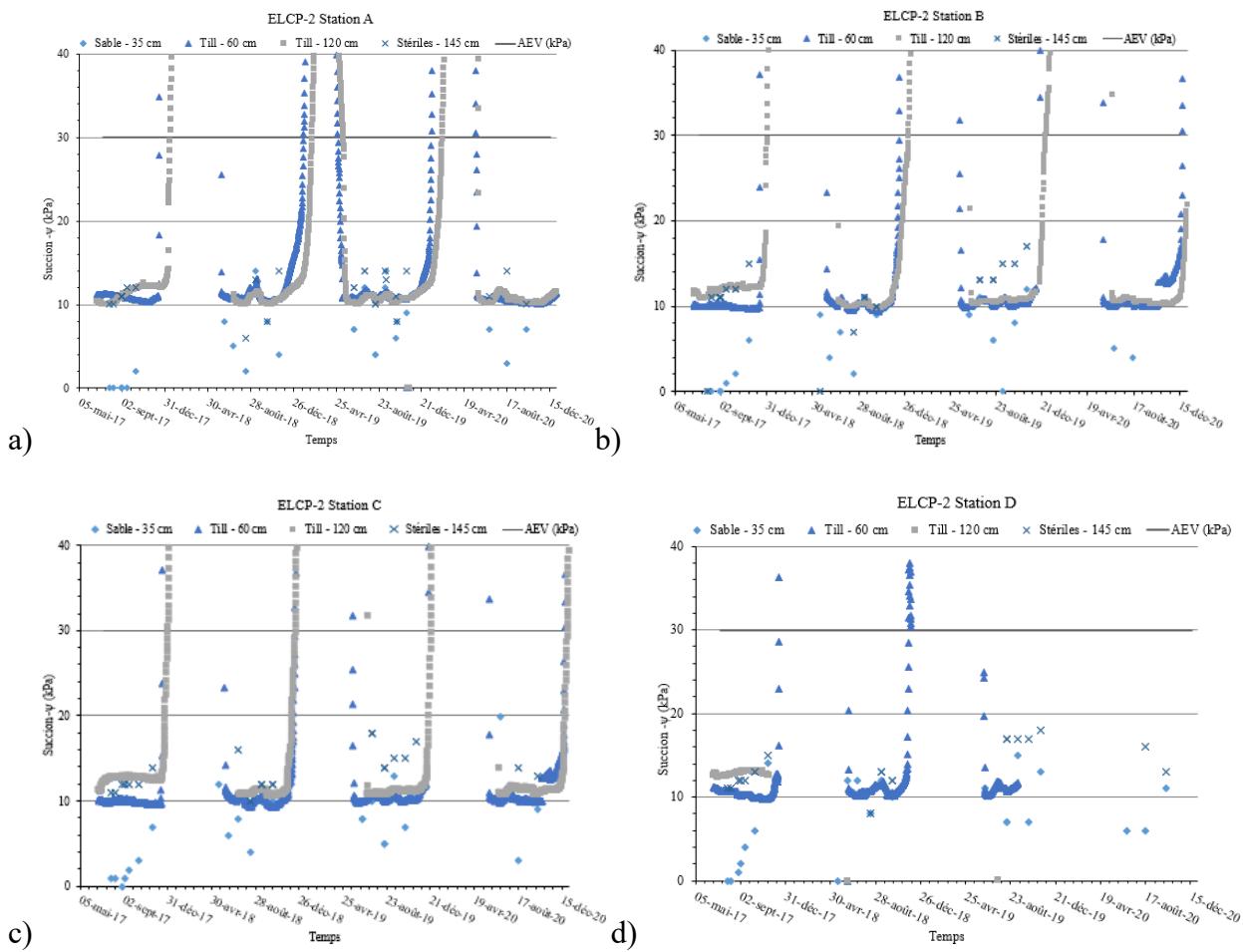


Figure 4.9 Résultats de l'évolution de la succion dans la cellule ELCP-2 : a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.

Pour la couche de sable au-dessus de la couche de till, les valeurs de θ_w varient avec des valeurs comprises généralement entre 0,05 et 0,15 en bas de pente et entre 0,05 et 0,13 en haut de pente, avec des succions inférieures comprises entre 3 et 11 kPa. Ce comportement avec des variations de l'ordre de 0,10 était attendu puisque cette couche est près de la surface. Lors d'événements de précipitation importants, l'eau peut s'accumuler dans le sable temporairement. Entre ces événements de précipitation, le sable perd de l'eau par drainage ou évaporation pour revenir à une valeur près de sa valeur résiduelle.

Dans la couche superficielle (sable-tourbe) de la cellule ELCP-2, les valeurs de θ_w sont habituellement comprises entre 0,30 et 0,50, sauf à la station B où les valeurs sont significativement plus faibles, typiquement entre 0,25 et 0,40 en haut. Aucune raison évidente peut expliquer cette

différence mais on peut penser qu'une densité différente autour du senseur, un mauvais contact entre la sonde et le sol et des propriétés différentes du matériau à la station B seraient à la source de cette observation. On remarque également que la variation des valeurs de θ_w dans la couche superficielle (sable-tourbe) répond assez bien aux précipitations.

4.2.2 Température

Des appareils permettant de mesurer la température dans les différentes couches du recouvrement ont été installés dans les cellules expérimentales. Les résultats sont présentés aux figures 4.10 (ELCP-1) et 4.11 (ELCP-2). En rappel, la température maximale de l'air est de 24,9°C en 2020, contre 20,7°C en 2019, 26,4°C en 2018 et 21,3°C en 2017. De plus, les observations de températures supérieures à 20°C sont plus nombreuses en 2020 que les autres années.

Selon les données mensuelles (sont les températures maximales, minimales, minimales et moyennes pour tous les mois de l'année pour chaque année de la période d'étude) de température indiquées dans le tableau 4.3, obtenues à la station météorologique de la mine Éléonore entre les années 2017 et 2020, l'année la plus froide a été 2018 avec une température moyenne annuelle de -2,6°C, et l'année la plus chaude a été 2017 avec une température moyenne annuelle de 0,9°C.

Tableau 4.3 Les températures observées au site durant la période d'étude.

Années	T(°C) minimale	T(°C) moyenne	T(°C) maximale
2017	-6,1	-0,9	3,8
2018	-7,9	-2,6	2,3
2019	-6,7	-1,7	3,0
2020	-5,9	-0,9	3,6

4.2.2.1 ELCP-1

Pour la cellule ELCP-1, la figure 4.10 indique les résultats de température pour les quatre stations. Pour la couche de substrats (mort terrain-tourbe), les températures minimale et maximale sont de 0,1 et 18°C en bas et en haut de pente. Il y a très peu de variation entre les stations mais des variations significatives entre les années. L'année 2017 est celle qui a généré les températures les plus froides (jusqu'à -17 °C) tandis que l'année 2020 a généré les températures les plus chaudes (jusqu'à 21 °C). Les températures dans le sable varient typiquement entre -7 et 15°C.

Les températures semblent également plus élevées en hiver aux stations A et B qu'aux stations C et D. Les températures mesurées dans la couche de till, entre juillet et octobre, varient typiquement de 0 à 14°C dans les différentes stations. La station D a cependant un comportement différent. En effet, alors que toutes les autres stations se stabilisent à 0°C en hiver, la station D montre une stabilisation à 0 °C et ensuite une baisse à des valeurs entre -1 et -5 °C. Cela signifie qu'aux stations A, B et C, le volume d'eau présent ne parvient pas à geler complètement (d'où la stabilisation à 0 °C) alors qu'à la station D, l'eau gèle ce qui permet à la température de descendre sous zéro. On note également que le dégel total n'apparaît qu'en juillet pour les couches situées à 90 cm de la surface de la cellule et un peu plus tard en août pour les couches de sol situées plus profondément (150 cm de la surface). Enfin, pour la couche de stérile, dans la plupart des cas, les mesures de températures ne descendent pas sous le point de congélation, sauf à la station C (hiver 2018) et D (hiver 2018 et 2019).

La tendance à observer des valeurs inférieures à la station D pourrait s'expliquer par le fait que dans le haut de la pente, la cellule est davantage balayée par les vents et que pour cette raison, il y a peu ou pas d'accumulation de neige. Rappelons que la neige est un bon isolant et que la présence de celle-ci peut réduire la pénétration du gel (Elberling, 2001; Bussière et Guittonny, 2021).

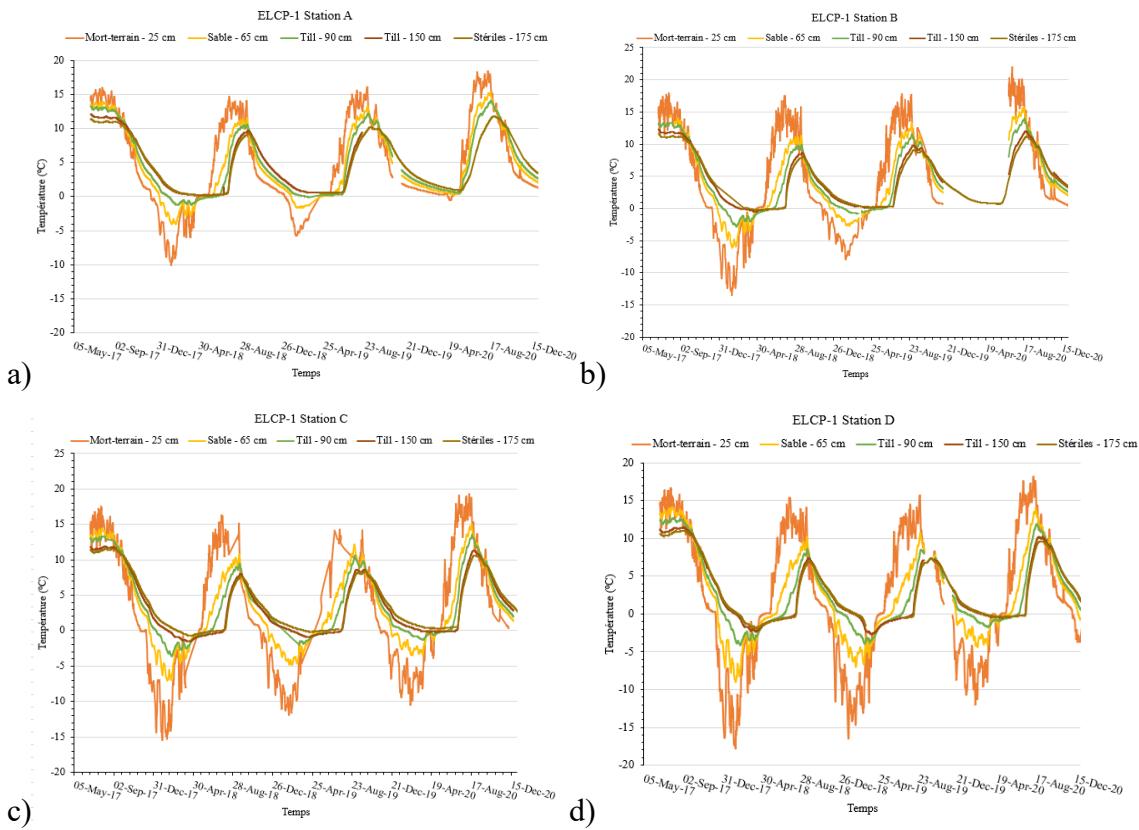


Figure 4.10 Résultats de la température dans la cellule ELCP-1. a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.

4.2.2.2 ELCP-2

Pour la cellule ELCP-2, la figure 4.11 indique les résultats de température pour les quatre stations. Les températures mesurées dans la couche de till fluctuent entre 0,1 et 16,5°C à la station A (en bas de pente) et entre 0,1 et 16°C à la station D (en haut de pente). Pour la couche de substrats (sable-tourbe), on remarque à chaque année des températures minimales plus faibles en haut de pente qu'en bas de pente. Ce résultat suggère que le haut de la pente est plus froid, avec moins d'accumulation de neige que le bas.

Au cours de toutes les années dans la cellule ELCP-2, la température la plus basse observée pour le mélange de sable et de tourbe était de -20,3°C et la plus haute de 25,1°C, pour le sable la température la plus basse observée était de -14,1°C et la plus haute de 19,7°C, pour le till - 60 cm la température la plus basse était de -6,1°C et la plus haute de 16,8°C, pour le till - 120 cm la

température la plus basse était de -5.1°C et la plus haute de 13.3°C et pour les stériles la température la plus basse était de -4.1°C et la plus haute de 12.9°C .

Il existe également une différence notable entre les années, 2017 affichant généralement des valeurs plus froides que les autres années. Les valeurs de température entre les stations (A, B, C et D) de la cellule ELCP-2 sont plus variables que celles de la cellule ELCP-1. La température dans la couche Till se stabilise entre août et novembre.

On observe également dans les résultats que la cellule ELCP-2 dégèle plus tôt que la cellule ELCP-1 et que le dégel total pour les deux cellules ne se produit qu'en juillet/août pour les couches situées à 60 cm de la surface de la cellule et un peu plus tard, en août, pour les couches de sol plus profondes (120 cm de la surface). Cette présence de gel en période humide du printemps peut être favorable pour contrôler l'infiltration puisque lorsque le Till est gelé, sa conductivité hydraulique est encore plus faible, ce qui réduit la percolation.

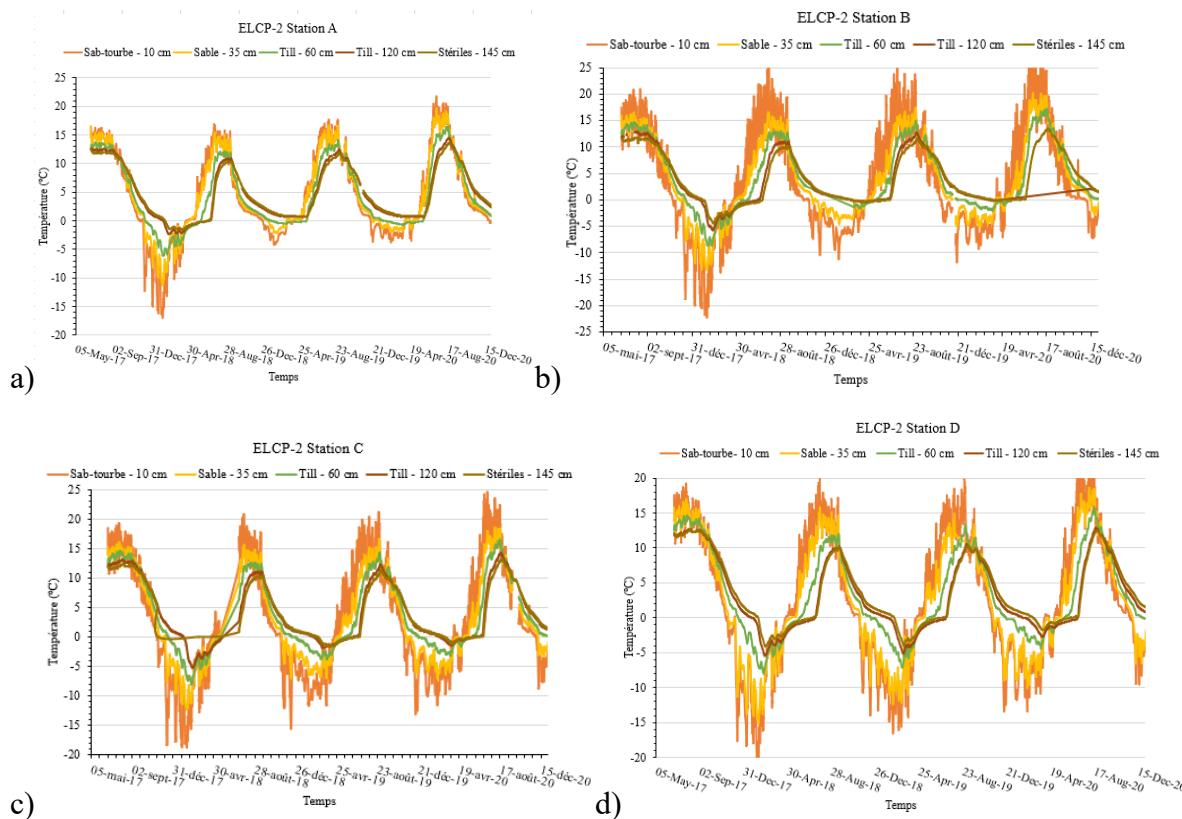


Figure 4.11 Résultats de la température dans la cellule ELCP-2. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.

4.2.3 Bilan hydrique

Le bilan hydrique a été déterminé dans les deux cellules suivant la formule simplifiée (équation 4.1) de Benson et al. (2001) et Scanlon et al. (2005) :

$$\Delta S = P - T - AE - R - Pe \quad (4.1)$$

Où P est la précipitation, AE est l'évaporation réelle, T est la transpiration par les plantes, Pe est la percolation, R le ruissellement et ΔS le changement dans le stockage de l'eau. Dans cette étude, la transpiration et l'évaporation ont été considérées comme un seul paramètre (T + AE) et le ruissellement de surface et d'interface a également été pris en compte comme un seul paramètre (R). L'objectif de cette partie est d'évaluer la performance des revêtements testés comme barrière à l'eau. Le bilan hydrique a donc été établi pour les années 2017, 2018, 2019 et 2020. Le bilan hydrique a été réalisé par cellule en tenant compte des données de toutes les stations ensemble. À noter également que l'évapotranspiration (transpiration et évaporation – T + AE) a été déduite à partir des autres composantes du bilan hydrique qui ont été mesurées.

La percolation au travers des revêtements a été quantifiée à l'aide de lysimètres installés à la base des cellules de restauration (ELCP-1 et ELCP-2). Les volumes récupérés aux différents points de récupération le long de la pente ont ensuite été rapporté en pourcentage par rapport au volume total des précipitations. Les résultats bruts sont présentés à l'annexe D.

Les quantités d'eau ruisselant en surface et l'eau s'écoulant à l'interface des cellules en pente ont été collectées dans des réservoirs en bas de pente; étant donné les faibles volumes, il a été décidé de combiner les deux paramètres, ruissellement et écoulement latéral le long de la couche de till. L'eau recueillie a été quantifiée en volume d'eau et le pourcentage d'eau des précipitations qui a ruisselé et/ou s'étant écoulé à l'interface a été calculé pour les deux cellules pour les années 2017, 2018, 2019 et 2020.

La variation du stockage de l'eau (ΔS) est estimée à partir de la teneur en eau volumique (TEV- θ_w) et de l'épaisseur des couches de couverture pendant la période où la cellule est dégelée pour chaque matériau. Les résultats présentés sont donc la variation de stockage entre la première et la dernière journée de mesure. La variation de stockage a été calculée pour tous les matériaux des cellules

ELCP-1 (mort-terrain - 25 cm, sable 35 cm, till - 90 cm, till - 150 cm et stériles - 175 cm) et dans ELCP-2 (sable-tourbe - 10 cm, sable 35 cm, till - 60 cm, till - 120 cm et stériles - 145 cm) en séparant chaque couche en fonction du nombre de senseur (chaque senseur a sa zone d'influence en profondeur et latéralement). On calcule ensuite un volume d'eau dans la couche au début et à la fin de la saison et la différence entre les deux correspond à la variation du stockage. Les données utilisées dans le bilan hydrique sont présentées à l'annexe E.

4.2.3.1 Résultats et discussions sur le bilan hydrique

Les résultats du bilan hydrique sont présentés dans les tableaux 4.4 et 4.5 et les figures 4.12 et 4.13 pour les cellules ELCP-1 et ELCP-2, respectivement. Le bilan hydrique a été calculé pour les années 2017, 2018, 2019 et 2020. Les précipitations ont été utilisées pour les mois de la période non gelée : pour la cellule ELCP-1, cela correspond aux mois de septembre, octobre et novembre, et pour la cellule ELCP-2, aux mois d'août, septembre et octobre.

Tableau 4.4 Résultats du bilan hydrique pour la cellule ELCP-1.

ELCP-1	2017	2018	2019	2020
Stockage (ΔS)	1,6%	2,6%	5,4%	3,2%
Ruisseaulement surface et interface (R)	1,4%	1,9%	0,7%	2,0%
Percolation (Pe)	1,2%	0,0%	0,0%	0,0%
Transpiration et évaporation (T+ ΔE)	96%	95%	94%	95%

Tableau 4.5 Résultats du bilan hydrique pour la cellule ELCP-2.

ELCP-2	2017	2018	2019	2020
Stockage (ΔS)	1,00%	4,00%	2,98%	2,70%
Ruisseaulement surface et interface (R)	6,40%	3,94%	3,32%	7,81%
Percolation (Pe)	0,02%	0,00%	0,10%	0,10%
Transpiration et évaporation (T+ ΔE)	93%	92%	94%	89%

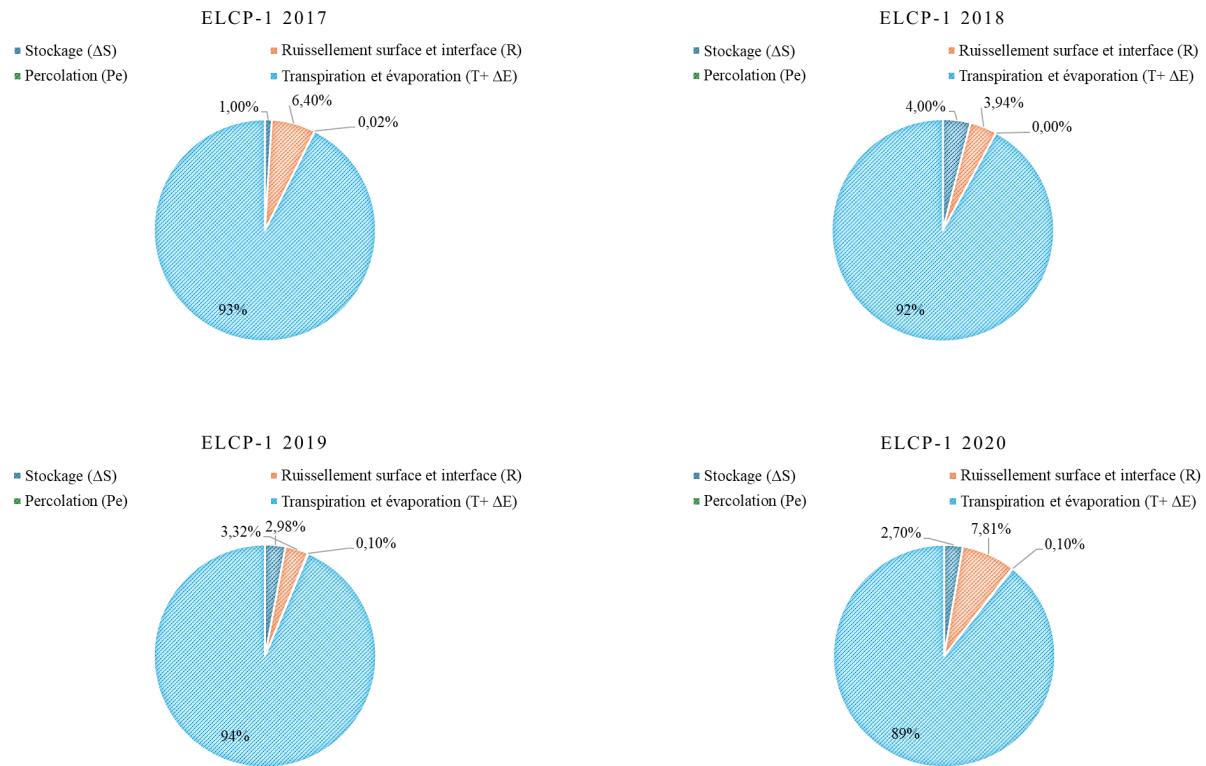


Figure 4.12 Représentation des résultats du bilan hydrique pour la cellule ELCP-1.



Figure 4.13 Représentation des résultats du bilan hydrique pour la cellule ELCP-2.

Les principales conclusions que l'on peut tirer de ces résultats sont :

- Bien que la cellule ELCP-1 ait de la végétation et que la cellule ELCP-2 n'en ait pas, les résultats de Stockage (ΔS), Ruissellement surface et interface (R), Percolation (Pe), Transpiration et évaporation ($T + \Delta E$) sont similaires dans les deux cellules, ce qui est cohérent avec la faible présence de la végétation au cours de la période de cette étude dans la cellule ELCP-1.
- Les valeurs de stockage sont plus élevées la première année pour les deux cellules, ELCP-1 ayant un stockage en 2019 de 5,4 % et ELCP-2 de 4,0 %. Le stockage dans les couches de chaque matériau est cohérent avec les valeurs mesurées de la teneur en eau volumique non gelée, qui varient relativement peu au cours de la période de suivi. Des valeurs similaires dans des recouvrements ont été observées dans la littérature, de l'ordre de $\Delta S = 2 - 16 \%$, par Kalonji-Kabambi (2020), Adu-Wusu et al (2007) et Song et Yanful (2008, 2010), sur des recouvrements inclinés en cellules

expérimentales. De faible valeur de stockage (typiquement < 10%) ont également été observé dans des recouvrement horizontaux (Kalonji-Kabambi, 2020; Arabyarmohammadi et al., 2023; Jalabert et al., 2024)

- Le ruissellement de surface et d'interface (R) a été traité comme une seule variable. Le ruissellement d'interface équivaut à l'eau qui s'écoule entre les couches de sable et de till. Les valeurs de ruissellement pour les deux cellules sont faibles (toutes les valeurs sont inférieures à 10%), la valeur la plus élevée est 1,9 % pour ELCP-1 en 2018 et de 7,8 % pour ELCP-2 en 2020. Ces taux faibles montrent que la majeure partie de l'eau entrant dans les cellules est drainée, stockée ou évaporée. Des valeurs faibles de l'ordre de $R = 1 - 13 \%$ ont également été observées par Kalonji-Kabambi (2020) et Adu-Wusu (2005) pour des recouvrements inclinés construits en contexte boréal.
- Les valeurs de percolation (Pe) peuvent être considérées comme nulles. Il y a eu 1,2% de percolation en 2017 pour la cellule ELCP-1 et les autres valeurs sont approximativement de 0 % pour les deux cellules au cours des années. Ces résultats montrent que la méthode de restauration utilisée dans cette étude est efficace et confirment que la couverture testée est capable d'empêcher l'eau de percoler à travers la couche de faible perméabilité, à tout le moins à court terme.
- L'évapotranspiration (transpiration et évaporation $T + \Delta E$) a été calculée selon l'équation 4.1 du bilan hydrique, en isolant les termes de l'équation avec les autres valeurs connues des autres termes. Les valeurs obtenues se situent entre 89% et 96%. Ces valeurs élevées se situent dans la plage de valeurs élevées observée dans la littérature : Chevé et al. (2018), Guittonny et al. (2019), Kalonji-Kabambi (2020), Arabyarmohammadi et al. (2023) montre des valeurs variantes entre 59 à 90% pour l'évaporation et la transpiration sur des recouvrements en climat abitibien.

4.3 Interprétation des résultats par l'analyse statistique

Afin de faciliter l'interprétation des nombreuses mesures hydrogéologiques (teneur en eau volumique et succion) effectuées sur les deux cellules expérimentales, les données ont été présentées sous une forme simplifiée (boîte à moustache) pour la période d'intérêt, soit la période sans gel. En effet, c'est durant cette période que la probabilité de générer du drainage minier contaminé est la plus grande. De façon plus précise, les périodes pendant lesquelles il n'y a pas eu

de gel sur les matériaux de la cellule ELCP-1 correspondent aux mois de septembre, octobre et novembre, et pour la cellule ELCP-2, aux mois d'août, septembre et octobre tant pour la teneur en eau volumique que pour la succion. Durant ces périodes, les valeurs de la teneur en eau volumique et les succions n'étaient pas influencées par le gel et les valeurs de températures dans le sol étaient toutes positives. Les lecteurs intéressés par les résultats de température dans les couches de sols peuvent consulter l'Annexe F.

En rappel, tel que présenté à la figure 4.14, une boîte à moustaches typique présente la médiane (marques centrales), les valeurs minimales et maximales, ainsi que les quartiles inférieurs et supérieurs. Les boîtes à moustaches présentent également dans les figures décrivant les résultats de cette étude les valeurs aberrantes sous forme de points. La variabilité est visible dans ce type de diagramme dans la différence entre les valeurs maximales et minimales, ainsi que dans la distance entre les quartiles et la médiane.

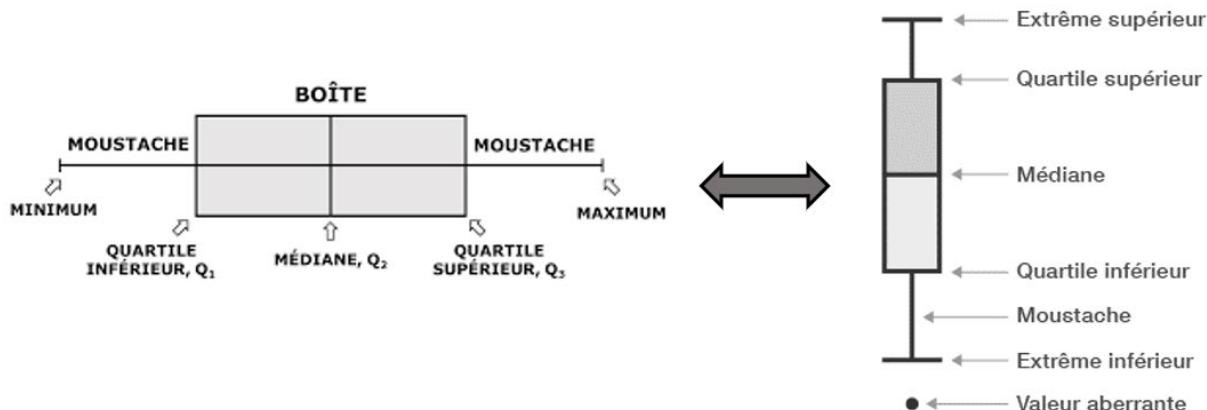


Figure 4.14 Représentation d'un diagramme en boîte. (Statistiques Canada, 2024).

4.3.1 Teneur en eau volumique - θ_w (TEV)

4.3.1.1 ELCP-1

La figure 4.15 montre les boîtes à moustache de la teneur en eau volumique pour la période non gelée entre les années 2017 et 2020 pour les quatre stations (A, B, C et D) pour la cellule ELCP-1 et les cinq matériaux (mort-terrain -25 cm, sable - 65 cm, till 90 cm, till 150 cm et stériles - 175 cm). La présence de valeurs aberrantes a été observée en 2017 à la station A, en 2017 et 2018 à la

station B, en 2017 et 2020 à la station C; aucune valeur aberrante n'a été observée à la station D. Les principaux résultats observés dans la figure 4.14 sont les suivants :

- Il y a très peu de variabilité dans la couche de till, autant à 90 cm qu'à 150 cm. La variabilité est souvent inférieure à la précision du senseur ($\pm 0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$);
- Il y a très peu de variabilité dans la couche de stériles au bas, également inférieure à la précision du senseur ($\pm 0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$). Cela est une indication qu'il y a peu de percolation puisqu'une percolation à travers la couche de stérile aurait impliqué une augmentation de la TEV;
- Les couches près de la surface (mort-terrain-tourbe et sable) varient davantage. Cela s'explique par la plus grande influence des précipitations/évaporation sur ces couches;
- L'analyse des graphiques ne permet pas de voir une influence des années et de la position dans la pente sur les teneurs en eau volumique dans le till et dans le stériles;
- Pour le sable, les valeurs mesurées varient selon les années selon la tendance suivante: moins d'eau en 2018 et 2019 et plus d'eau en 2017 et 2020. On ne voit cependant pas de tendance selon la position dans la pente;
- Pour le mort-terrain-tourbe, tout comme pour le sable, il semble y avoir moins d'eau en 2018 et 2019 et plus d'eau en 2017 et 2020. L'effet de pente n'est pas évident dans la figure 4.15.

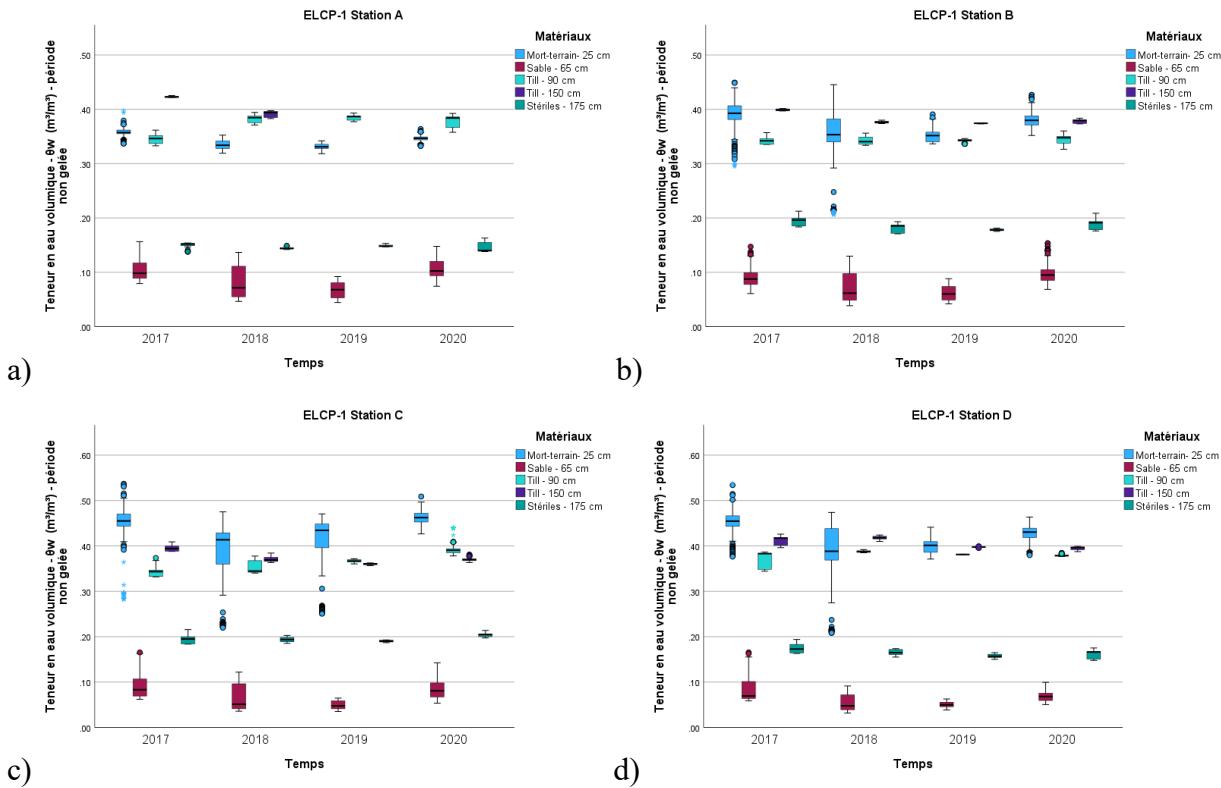


Figure 4.15 Résultats de la teneur en eau volumique - θ_w (m^3/m^3) - période non gelée pour la cellule ELCP-1. a) Station A, b) Station B, c) Station C, d) Station D.

4.3.1.2 ELCP-2

La figure 4.16 montre les boîtes à moustache de la teneur en eau volumique pour la période non gelée entre les années 2017 et 2020 pour les quatre stations (A, B, C et D) pour la cellule ELCP-2 et les cinq matériaux (sable-tourbe - 25 cm, sable - 35 cm, till 60 cm, till 120 cm et mort-terrain - 145 cm). La présence de valeurs aberrantes a été observée en 2017 et 2020 aux stations A et B, alors qu'aucune valeur aberrante n'a été relevée aux stations C et D. Les principaux résultats observés dans la figure 4.16 sont les suivants :

- Il y a très peu de variabilité dans la couche de till, autant à 90 cm qu'à 150 cm aux stations B, C et D. La variabilité est souvent inférieure à la précision du senseur ($\pm 0,03 m^3/m^3$). Il y a cependant un peu plus de variabilité à la Station A à 60 cm, et ce, à toutes les années. Ces variabilités (difficilement explicables) sont supérieures à la précision du senseur;

- Il y a très peu de variabilité dans la couche de stériles au bas, également inférieure à la précision du senseur ($\pm 0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$). Cela est une indication qu'il y a peu de percolation puisqu'une percolation à travers la couche de stérile aurait impliqué une augmentation de la TEV;
- La couche de surface de sable-tourbe présente des valeurs beaucoup plus faibles à la station A (en bas de la pente de la cellule) qu'aux stations B, C et D. Cette différence est difficilement explicable. On constate que les valeurs aux stations B, C et D suivent la même tendance;
- Pour la couche de sable, la quantité d'eau est pratiquement invariable dans toutes les stations et toutes les années, à l'exception de la station A, qui a une teneur en eau légèrement plus élevée que les autres stations, toutes années confondues;
- L'analyse des graphiques ne permet pas de constater une influence importante de l'année ou de la position de la pente sur la teneur en eau en volume dans le till et les stériles.

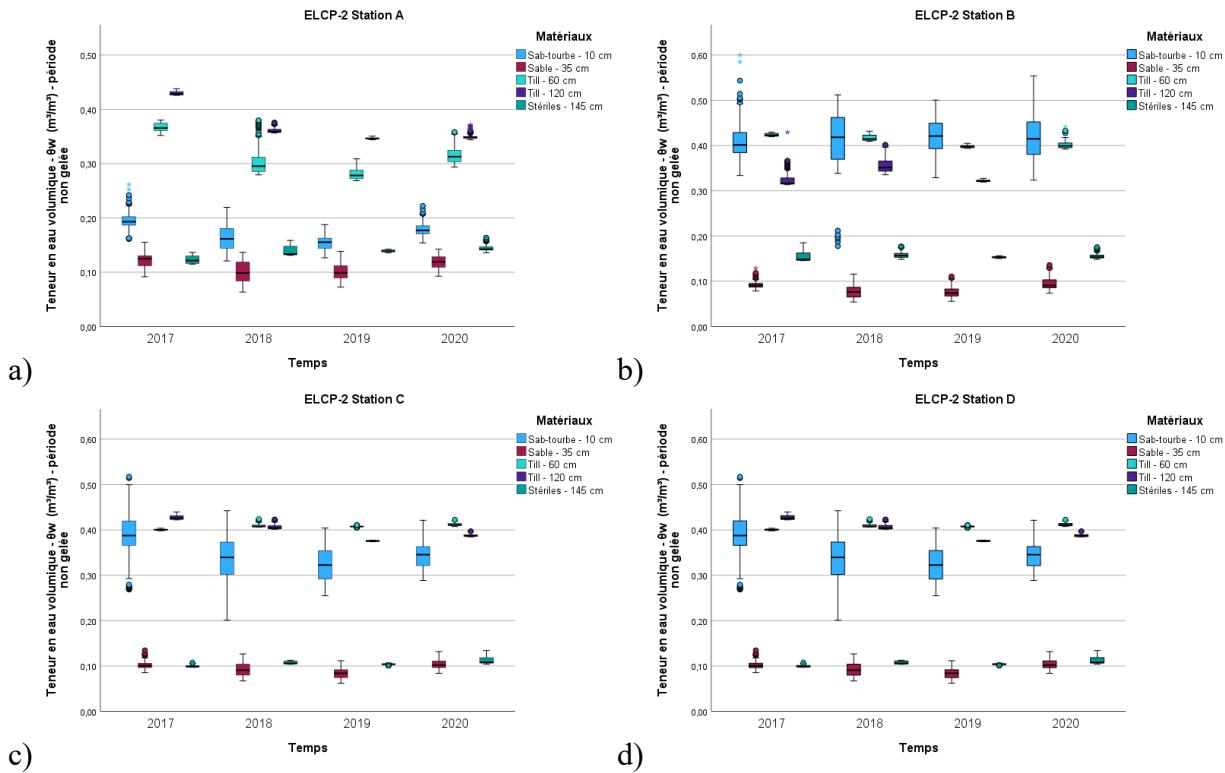


Figure 4.16 Résultats de la teneur en eau volumique - θ_w (m^3/m^3) - période non gelée pour la cellule ELCP-2. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.

4.3.2 Suction – ψ

4.3.2.1 ELCP-1

Pour la cellule ELCP-1, les résultats de la succion sont présentés à la figure 4.17 pour la période non gelée entre 2017 et 2020 aux quatre stations (A, B, C et D) pour les quatre matériaux (sable - 65 cm - till 90 cm, till - 150 cm et stériles - 175 cm). Il est important de rappeler que les senseurs utilisés sont davantage précis pour des valeurs supérieures à 5 kPa. Les valeurs de succion aux quatre stations étaient comprises entre 0 et 20 kPa. Dans le till, les valeurs ont très peu varié (<2 kPa) sauf à la station A en 2020 et à la station D en 2018. Ces augmentations de succion ne sont pas liées à une perte de teneur en eau volumique puisque les valeurs demeurent sous la pression d'entrée d'air du till. Ces valeurs plus élevées ont été observées durant la période estivale. On peut penser que l'évaporation a commencé à affecter la succion dans le haut de la couche de till à cette période. Les valeurs de succion pour le sable varient davantage que les autres matériaux en raison

de sa plus grande proximité avec la surface. Cette couche est donc davantage influencée par les précipitations et l'évaporation.

Quant aux stériles, c'est définitivement le matériau ayant le comportement le plus particulier d'année en année. Il est difficile de tirer des conclusions si ce n'est que la succion mesurée est relativement faible (entre 5 et 15 kPa) et que cette succion entraîne la désaturation du matériau. On ne voit pas, tout comme pour les autres matériaux, d'effet évident de la pente sur la succion.

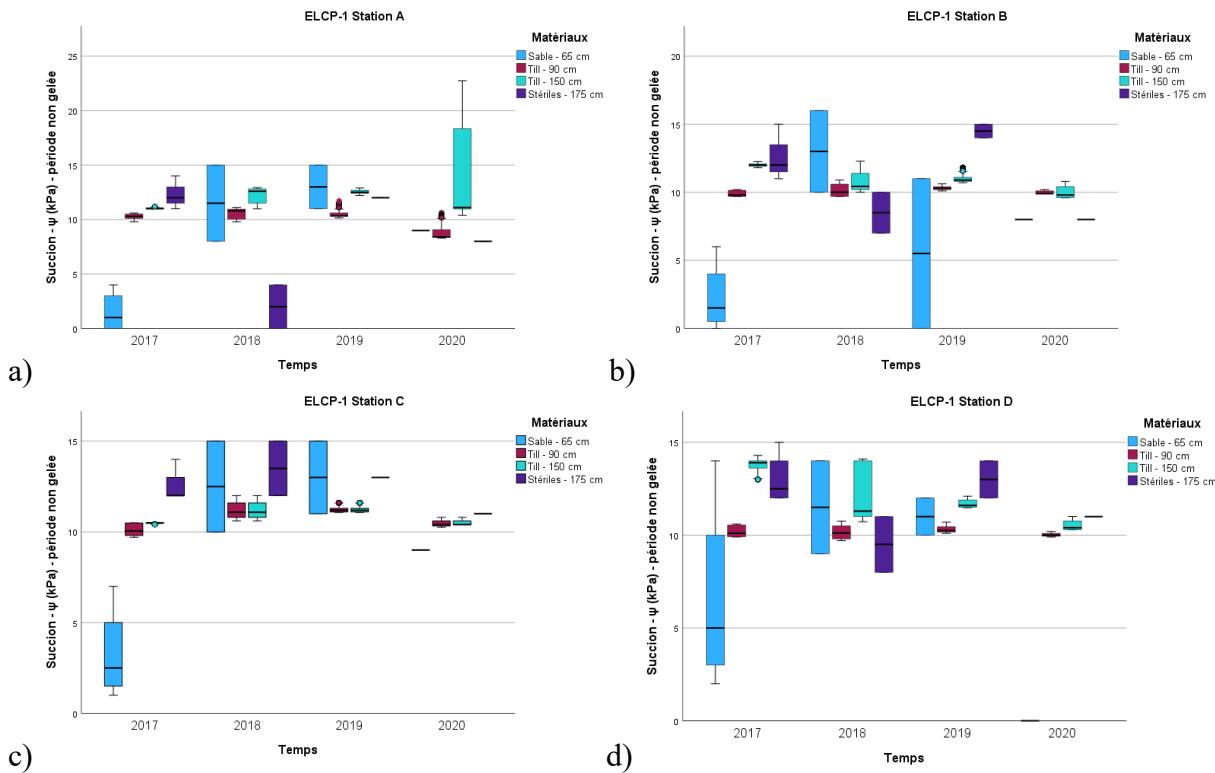


Figure 4.17 Résultats de la succion - ψ (kPa) - période non gelée - période non gelée pour la cellule ELCP-1. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.

4.3.2.2 ELCP-2

Pour la cellule ELCP-2, les résultats de la succion sont présentés à la figure 4.18 pour la période non gelée entre 2017 et 2020 aux quatre stations (A, B, C et D) pour les quatre matériaux (sable - 35 cm - till 60 cm, till - 120 cm et stériles - 145 cm). Les valeurs de succion aux quatre stations étaient comprises entre 0 et 20 kPa et les senseurs utilisés sont davantage précis pour des valeurs inférieures à 5 kPa.

Les valeurs de succion pour le till se situent entre 9 et 12 kPa. Ces différences de succion ne sont pas liées à une perte de teneur en eau en volume, car les valeurs restent inférieures à la pression d'entrée de l'air dans le sol. Les valeurs de succion du sable varient plus que celles des autres matériaux en raison de sa plus grande proximité avec la surface, qui est également influencée par les précipitations et l'évaporation. La comparaison des résultats obtenus aux quatre stations au cours des quatre années était très similaire pour chaque matériau respectivement.

Quant aux stériles, la succion mesurée est habituellement entre 10 et 15 kPa. Ce niveau de succion entraîne une désaturation du matériau. La pente de la cellule n'a pas d'effet apparent sur la succion, comme cela a été observé avec les autres matériaux.

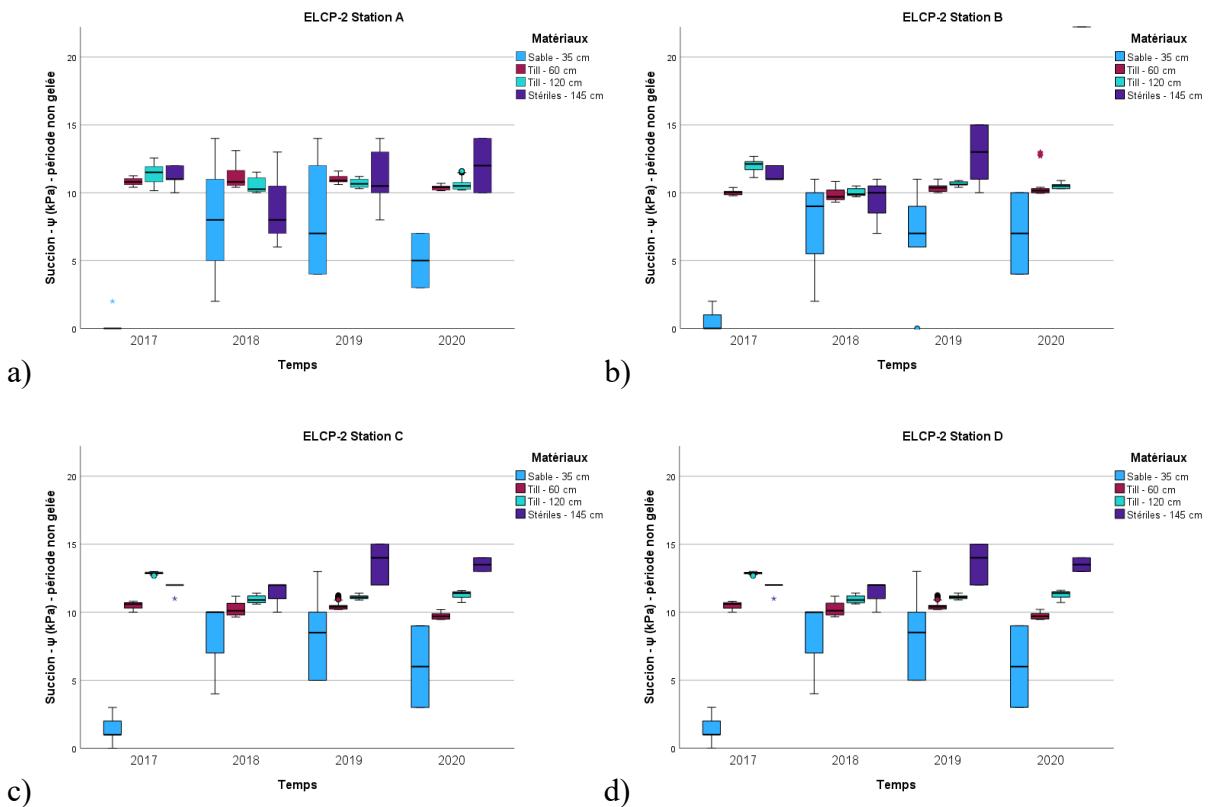


Figure 4.18 Résultats de la succion - ψ (kPa) - période non gelée - période non gelée pour la cellule ELCP-2. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.

CHAPITRE 5 DISCUSSION SUR LA COMPARAISON ENTRE MODÉLISATION PHYSIQUE ET NUMÉRIQUE ET SUR LES FLUX D'OXYGÈNE

Certains résultats mesurés dans les cellules expérimentales ont été différents de ceux attendus initialement, particulièrement les valeurs élevées d'évaporation et les valeurs faibles d'écoulement latéral. Ce chapitre vise à valider le comportement hydrogéologique observé dans les cellules expérimentales sur le terrain à l'aide de la modélisation numérique de la cellule ELCP-2 (c'est-à-dire la cellule sans végétation). Cette modélisation que l'on peut qualifier de préliminaire a été réalisée à l'aide du logiciel SEEP/W dans GeoStudio (Sequent Bentley Systems). Suite à cette section sur la modélisation, le chapitre présente une section sur l'évaluation de la capacité des recouvrements testés à contrôler les flux d'oxygène.

5.1 Modélisation numérique

Il est important de rappeler que les cellules inclinées construites sur le parc à résidus miniers de la mine Éléonore dans le cadre de ce projet visent principalement à évaluer la capacité d'un système de recouvrement à faible conductivité hydraulique saturée à éviter que l'eau ne percole ou ne s'infiltra dans le parc à résidus. Le comportement hydrogéologique des cellules inclinées sur une période de cinq ans, dans des conditions naturelles, a démontré l'efficacité du système de recouvrement à contrôler l'infiltration d'eau. En conditions naturelles, le recouvrement incliné a limité la percolation à moins de 1 % des précipitations incidentes (soit moins de 5 mm).

Dans cette étude, la modélisation numérique a été réalisée afin de vérifier que le comportement hydrogéologique observé dans le modèle physique de terrain correspond aux prévisions théoriques. Le logiciel SEEP/W de la compagnie GeoStudio (*Sequent Bentley Systems*) utilise les éléments finis pour modéliser les flux d'eau et de gaz dans les milieux poreux, saturés ou non, en régimes permanent et transitoire (Sequent, 2024). Pour simuler l'écoulement de l'eau, SEEP/W résout l'équation de Richards en supposant un milieu poreux indéformable, homogène et isotrope, et un fluide incompressible (voir chapitre 2 pour plus de détails).

Le modèle numérique utilisé dans cette étude intègre les propriétés hydrogéologiques des matériaux ainsi que des conditions frontières (drain, et conditions climatiques). Six paramètres climatiques définissent les conditions limites à la surface: la température de l'air, le précipitation,

l'humidité relative, la vitesse du vent, le rayonnement solaire et l'albédo. Ce code numérique a déjà été utilisé par plusieurs auteurs pour simuler le comportement hydrogéologique de systèmes de recouvrement employés dans le contrôle de la génération de DMA ainsi que d'autres systèmes de sols non saturés (Chapuis et al., 1993, 2001; Bussière et al., 2001, 2003; Dagenais, 2005; Martin et al., 2005; Aubertin et al., 2009; Pabst et al., 2017; Kalonji-Kabambi et al., 2017; Larochelle, 2018; Hotton et al., 2019; Botula et al., 2024).

5.1.1 Géométrie du modèle numérique

Les dimensions du modèle numérique sont basées sur les dimensions réelles de la cellule expérimentale (voir Chapitre 3, Section 3.2). Le modèle numérique mesure 9 m de haut et 34 m de long. Pour simplifier les calculs numériques et puisqu'il y a une géomembrane au bas de la cellule expérimentale qui coupe le lien hydrique avec les résidus, ces derniers n'ont pas été intégrés au modèle numérique. La figure 5.1 présente le modèle conceptuel. La géométrie du recouvrement est représentée par quatre couches : une couche de sable-tourbe (0,2 m), du sable (0,3 m), du till (0,8 m) et des stériles (0,3 m). La cellule est inclinée à un angle de 14° (4H:1V). La taille des éléments est de 0,25 m. Le modèle comprend un total de 1121 nœuds et 975 éléments (quadrilatéraux et triangulaires).

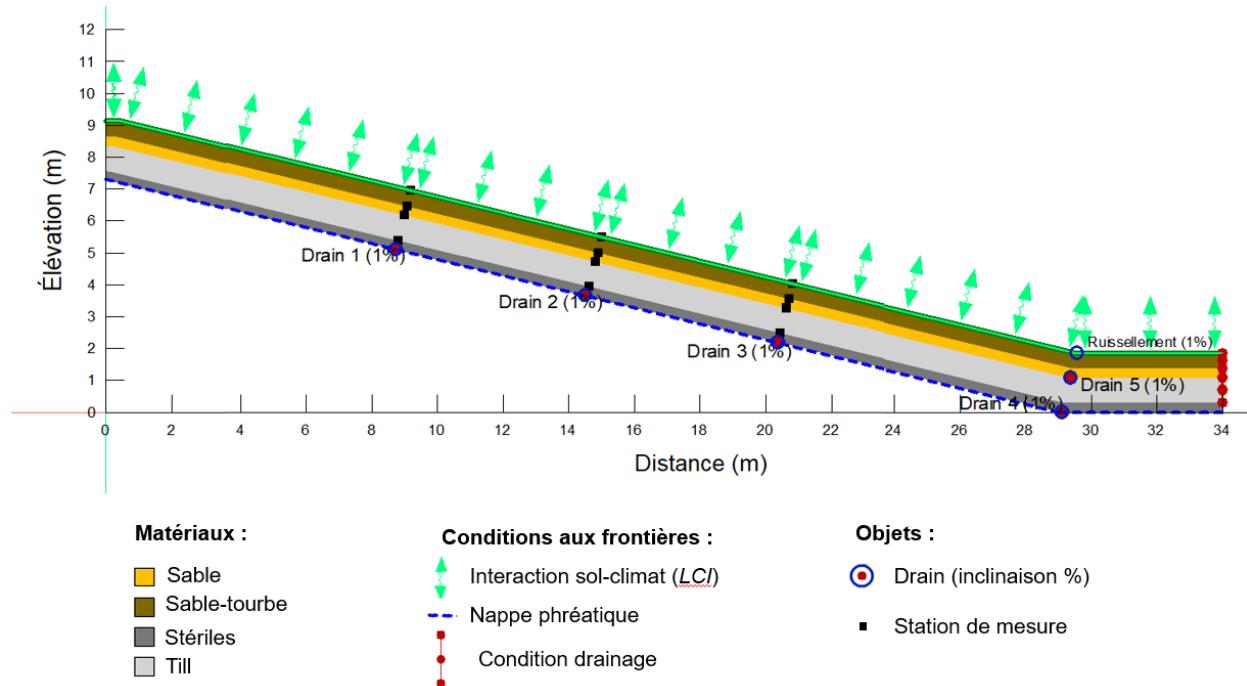


Figure 5.1 Le modèle conceptuel.

5.1.2 Propriétés des matériaux

Les modèles de van Genuchten (1980) et de Mualem (1976) ont été utilisés respectivement pour représenter les courbes de rétention d'eau mesurées en laboratoire et pour prédire les fonctions de perméabilité des matériaux dans la simulation numérique. Les figures 5.2a et 5.2b représentent respectivement la courbe de rétention d'eau et la fonction de perméabilité utilisées dans la modélisation numérique. Les propriétés hydrogéologiques des matériaux ont été légèrement ajustées (étape de calibrage) afin de reproduire plus fidèlement les résultats mesurés. Néanmoins, les modifications apportées aux différents matériaux ont été réduites au strict minimum pour rester au plus près des propriétés mesurées en laboratoire. Notez que la couche de sable et de tourbe a été considérée comme similaire à un sable silteux.

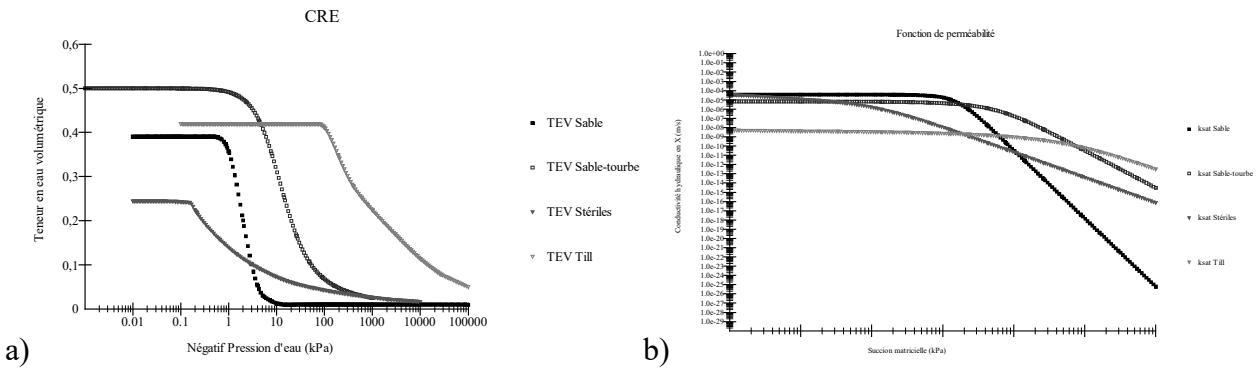


Figure 5.2 Fonctions hydriques utilisées dans la modélisation numérique : a) TEV vs pression de l'eau. b) k_{sat} vs succion.

5.1.3 Conditions initiales et frontières

Une modélisation en régime permanent a été utilisée pour obtenir un état initial du modèle. Dans ce modèle, une pression d'eau constante ($P = 9 \times 10^{-6}$ m d'eau) a été simulée sur le dessus du modèle, une condition limite de non-écoulement a été attribuée au bord latéral gauche ($x = 0$ m et $y = 9$ m), une pression hydraulique nulle a été appliquée au bord latéral droit ($x = 34$ m et $y = 0$ m) et aux cinq drains situés au bas du modèle (4) et à l'interface till et sable. Sur la base de cet état initial, des simulations transitoires ont été effectuées en utilisant les mêmes conditions limites que pour l'état stationnaire, sauf pour les conditions de surface qui ont été remplacées par une condition aux frontières d'interaction entre le sol et le climat (*Land climate interactions*). Les données météorologiques obtenues à la station météorologique de la mine Éléonore en 2018 (entre avril et novembre) ont été utilisées. La figure 5.3 montrent les valeurs de précipitations (figure 5.3a), de température (figure 5.3b), de vitesse du vent (figure 5.3c), d'humidité relative (figure 5.3d), de rayonnement solaire (figure 5.3e) et d'albédo (figure 5.3f) appliquées au modèle numérique en régime transitoire. La valeur de l'albédo a été fixée à 0,21.

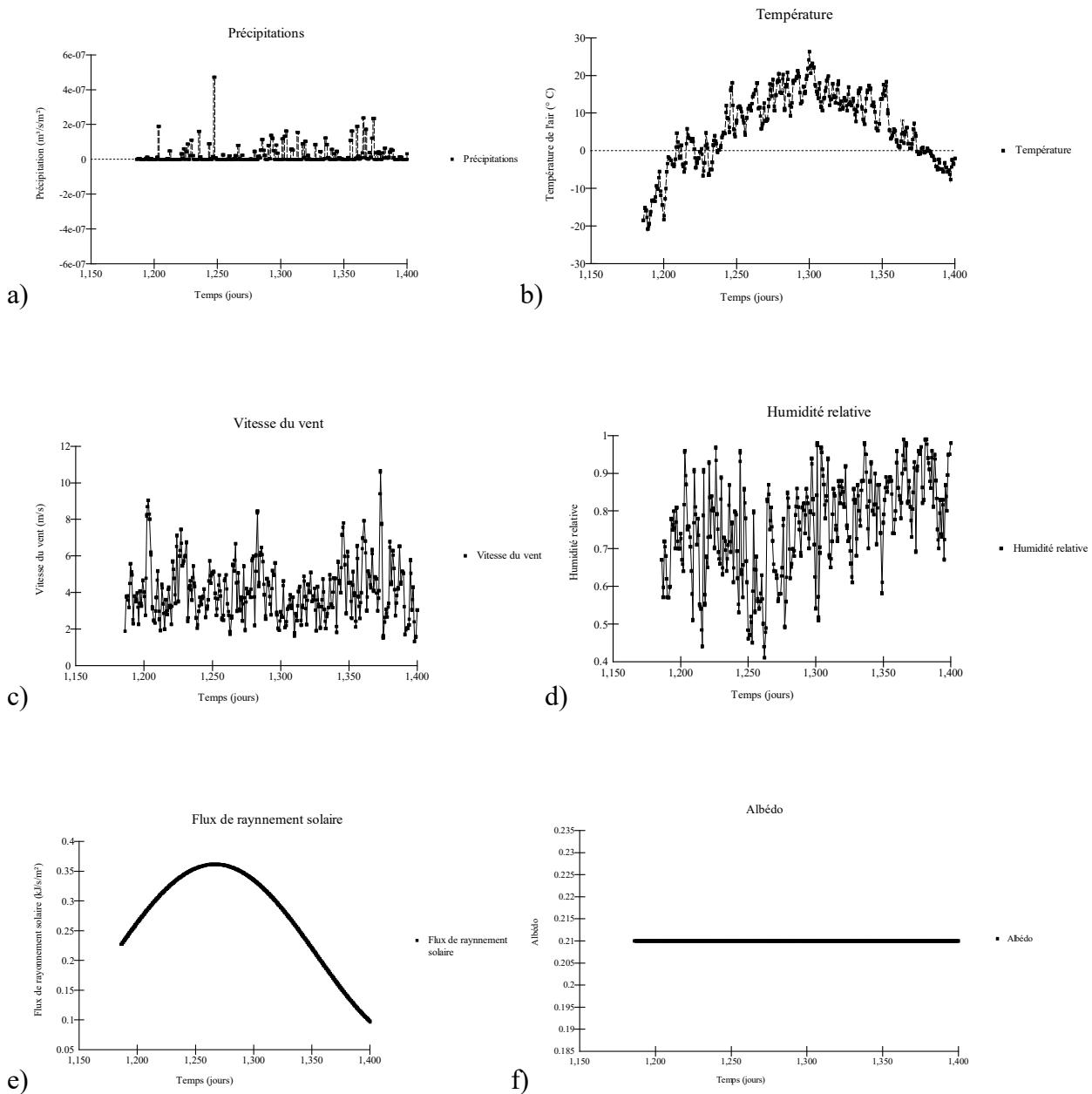


Figure 5.3 Paramètres météorologiques insérés dans SEEP /W pour simuler le comportement hydrogéologique transitoire entre les mois d'avril et de novembre 2018 : a) Précipitations, b) Température, c) Vitesse des vents, d) Humidité relative, e) Rayonnement solaire, f) Albédo.

5.1.4 Principaux résultats

Les principaux résultats obtenus dans la modélisation numérique ont été la comparaison entre les précipitations cumulées et de l'évaporation cumulée pour l'année 2018, une comparaison des autres

composantes du bilan hydrique entre les valeurs mesurées dans la période non gelée (voir tableau 4.5) et le bilan hydrique prédis par le modèle pour l'année 2018. La teneur en eau volumique et la succion ont également été comparées pour 2018 au cours des mois d'août et de septembre.

La figure 5.3 montre l'évaporation et les précipitations cumulées. Les résultats montrent qu'environ 72% des précipitations se transforment en évaporation entre avril et novembre. L'évaporation devient faible à partir du mois d'octobre. Les résultats de la modélisation montrent que la percolation dans tous les drains situés au bas du modèle et le ruissellement sont nuls. Par déduction, cela signifie que la modélisation prédit que 28% de l'eau s'écoule à l'interface entre le till et le sable. Quant au comportement hydrogéologique (teneur en eau volumique et succion dans les couches du recouvrement), les résultats correspondent à ceux attendus soit des couches grossières désaturées, une couche du dessus qui varie davantage avec les cycles climatiques et une couche de till avec de faible succion et une teneur en eau élevée.

Le tableau 5.1 et 5.2 comparent les résultats présentés au chapitre 4 et ceux prédis par le modèle numérique. Le ruissellement et l'écoulement latéral mesurés sur le terrain est de 4%, alors que la modélisation prévoit 28% (essentiellement de l'écoulement latéral). Dans ces calculs, nous avons fait l'hypothèse d'un stockage nul pour le modèle numérique alors que le stockage sur le terrain est estimé à 4 %. L'évapotranspiration estimée sur le terrain est de 92% alors que celui prédit numériquement est de 72%. Cet écart important pourrait s'expliquer principalement de deux façons : 1) le modèle numérique préliminaire réalisé ne représente pas parfaitement la réalité physique de la cellule expérimentale; 2) le modèle physique ne parvient pas à capter toute l'eau de l'écoulement latéral qui s'écoulait ailleurs que dans le tuyau de récupération. Le tableau 5.2 compare des valeurs de succion prédictes et modélisées dans la couche de till à la station C, à des endroits où des sondes de succion et de teneur en eau étaient installées, et à deux dates durant l'été. Les valeurs obtenues sur le terrain pour la TEV varient de 0,40 à 0,41 et dans la modélisation numérique de 0,38 à 0,42. Pour la succion, les valeurs obtenues sur le terrain sont comprises entre 10,4 et 11,4 kPa et dans la modélisation numérique, elles sont comprises entre 9 et 11,2 kPa. On remarque ainsi que les valeurs mesurées et prédictes sont très proches l'une de l'autre, donnant ainsi confiance au modèle numérique réalisé pour prédire le comportement non saturé des différentes couches du recouvrement.

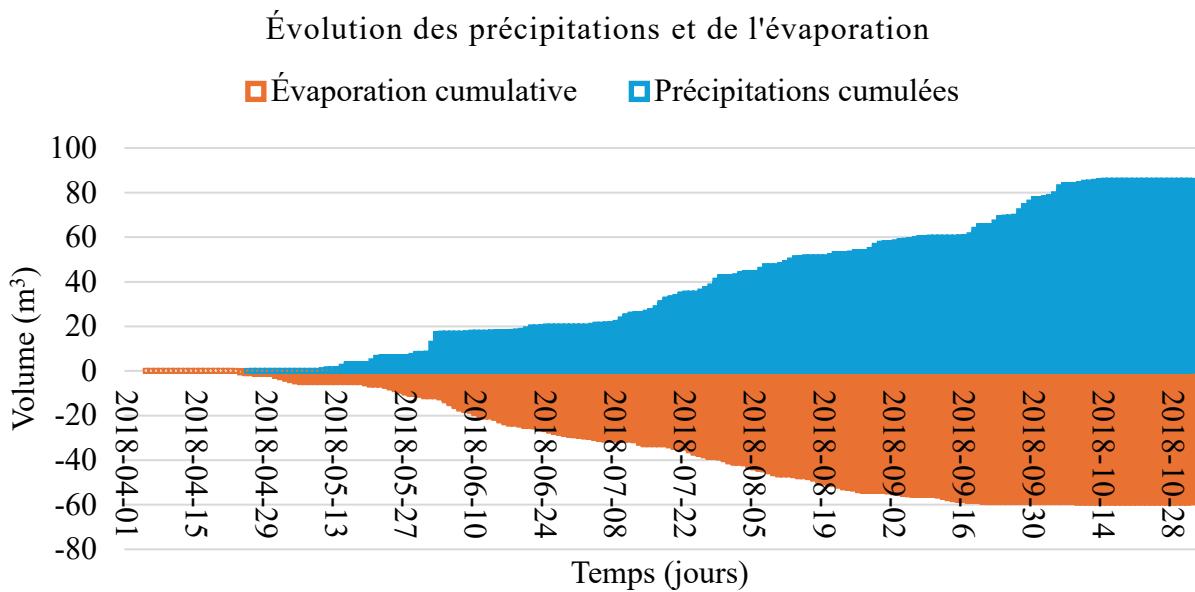


Figure 5.4 Évolution de l'évaporation et des précipitations accumulées dans la modélisation numérique réalisée.

Tableau 5.1 Comparaison du bilan hydrique da cellule ELCP-2 en 2018.

Comparaison du bilan hydrique da cellule ELCP-2 en 2018			
Valeurs mesurées (période non gelée)		Valeurs prédites (période annuelle)	
Précipitations (P)	100%	Précipitations (P)	100
Stockage (ΔS)	4%	Stockage (ΔS)	0%
Ruisseaulement surface et écoulement latéral (R)	4%	Ruisseaulement (R)	0%
Percolation (Pe)	0%	Écoulement latéral	28%
Transpiration et évaporation (T+ ΔE)	92%	Percolation (Pe)	0%
		Transpiration et évaporation (T+ ΔE)	72%

Tableau 5.2 Comparaison de la TEV (θ_w) et de la succion (ψ) de la cellule ELCP-2 en 2018.

Comparaison de la TEV (θ_w) et de la succion (ψ) de la cellule ELCP-2 à la station C en 2018				
	TEV mesurée		TEV prédicta	
Matériaux	20/08/2018	20/09/2018	20/08/2018	20/09/2018
Till - 90 cm	0,41	0,41	0,38	0,39
Till - 150 cm	0,4	0,41	0,42	0,42
	Succion mesurée		Succion prédicta	
Matériaux	20/08/2018	20/09/2018	20/08/2018	20/09/2018
Till - 60 cm	10,4	10,8	9	10
Till - 120 cm	11	11,4	10	11,2

5.2 Flux de gaz

Le principal objectif des recouvrements testés à la mine Éléonore est de limiter l'infiltration d'eau afin de contrôler la génération de DNC-As et d'éviter un rehaussement de la nappe phréatique qui entraînerait une diminution de la stabilité physique du parc à résidus. Un objectif secondaire est de limiter les flux d'oxygène afin de contrôler les réactions d'oxydation des minéraux sulfureux. Pour évaluer l'efficacité des recouvrements testés à contrôler la migration des gaz, les flux d'oxygène ont été calculés. Pour réaliser ces calculs, l'hypothèse d'une concentration nulle d'oxygène sous un éventuel recouvrement a été faite. Comme les résidus miniers de la mine Éléonore sont peu réactifs, cette hypothèse est jugée conservatrice et permet d'obtenir un flux maximal d'oxygène à travers le recouvrement.

Les flux diffusifs théoriques d'oxygène qui passent à travers les recouvrements F_s a été calculé avec la première loi de Fick (équation 4.1 selon Elberling et al., 1994; Mbonimpa et al., 2003, 2011) où l'on fait l'hypothèse qu'un régime permanent a été atteint, que la concentration en oxygène est égale à la concentration atmosphérique en surface (C_0) et nulle sous le recouvrement d'épaisseur L (cette épaisseur correspond à l'épaisseur de la couche à faible perméabilité, les autres couches ont un impact considéré négligeable).

$$F_s = -D_e \frac{C_0}{L} \quad (4.1)$$

Pour obtenir le coefficient de diffusion (D_e), l'équation 4.2 est utilisée (Aachib et al., 2004):

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta^{p_w}) \quad (4.2)$$

Où n est la porosité ; D_a^0 est le coefficient de DO libre (non perturbé) dans l'air ($\approx 1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ à 2°C) ; D_w^0 est le coefficient de DO libre dans l'eau ($\approx 2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ pour l'oxygène à 20°C) ; θ_a et θ sont les teneurs volumétriques en air et en eau, respectivement ; H est la constante de Henry ; et p_a et p_w indiquée précédemment dans les équations 2.18 et 2.19 respectivement sont les exposants associés à θ_a et θ pour décrire la tortuosité dans les phases air et eau, respectivement. La simplification proposée par Mbonimpa et al (2003) de prendre une valeur de $p_a = p_w = 3,3$ a été utilisée pour les calculs. Les détails concernant les valeurs utilisées pour calculer les flux d'oxygène sont présentés à l'Annexe G.

Les valeurs du flux diffusif d'oxygène (F_s) passant à travers la couche de till ont été calculées pour les deux cellules expérimentales et pour les différentes stations de mesure (de A à D) (voir Tableau 5.3). Sur un total de quatre flux d'oxygène calculés pour chacune des deux cellules expérimentales et pour chacune des stations (A, B, C et D), le flux d'oxygène moyen pour ELCP-1 est de 0,96 mol/m²/an et pour ELCP-2 de 0,79 moles/m²/an. Typiquement, l'objectif d'un système de couverture de type barrière à l'oxygène est de réduire le flux d'oxygène à moins de 2,0 moles/m²/an (Aubertin et al., 1999; Ricard et al, 1999; Garand et Ricard, 1999; Nastev et Aubertin, 2000; Hamdi, 2011; Pabst et al, 2017). Cela signifie que même dans le cas le plus défavorable (concentration d'oxygène nulle sous le recouvrement), les systèmes de recouvrement sont efficaces. Cela s'explique par les degrés de saturation mesurés dans les couches du Till qui sont élevés et proches de la saturation. D'après ces résultats, les recouvrements testés, en plus d'être efficace à contrôler les infiltrations d'eau, permettent également de contrôler les flux d'oxygène.

Tableau 5.3 Les valeurs du flux diffusif d'oxygène (F_s).

Cellule	Station	F_s (mol/m ² /an)		
		Till - 90 cm	Till - 150 cm	Moyenne
ELCP-1	A	2,00	1,00	1,51
	B	0,71	0,21	0,46
	C	0,61	1,30	0,95
	D	1,27	0,53	0,90
ELCP-2	Station	Till - 60 cm	Till - 120 cm	Moyenne
	A	1,73	0,51	1,12
	B	0,05	0,33	0,19
	C	0,61	1,45	1,03
	D	0,49	1,17	0,83

CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Principales conclusions

L'objectif de ce chapitre est de présenter les conclusions et recommandations du mémoire. Ce projet de maîtrise a consisté en une recherche basée sur des données de terrain et de laboratoire existantes afin d'évaluer la performance de deux systèmes de recouvrements à faible conductivité hydraulique saturée (RFCHS) pour contrôler la migration des fluides (eau et gaz) à l'aide de cellules expérimentales de terrain à la mine Éléonore, Baie James, Canada. Rappelons que la mine Éléonore opère un parc à résidus filtrés contenant des rejets générateurs de drainage neutre contaminé à l'arsenic (DNC-As) et que pour restaurer le parc à résidus, il est essentiel de contrôler les flux d'eau afin de favoriser la stabilité physique et chimique de l'ouvrage. Le mémoire présente les cellules expérimentales en détails, autant au niveau des propriétés des matériaux que de la construction des cellules, de son instrumentation et du contrôle de qualité lors de la mise en place des matériaux (chapitre 3). Les résultats du suivi de la teneur en eau volumique, de la température et de la succion ont permis d'analyser le comportement hydrogéologique et thermique des recouvrements et d'évaluer leurs performances à contrôler les flux d'eau (chapitre 4). Pour pousser davantage l'analyse des résultats, une modélisation numérique préliminaire (chapitre 5) a été réalisée afin de valider le comportement observé sur le terrain. Des calculs de flux d'oxygène ont également été réalisé dans ce chapitre afin de quantifier la performance des recouvrements étudiés comme barrière à l'oxygène.

De façon plus spécifique, le chapitre 3, présente les différentes études réalisées pour caractériser les propriétés physiques et hydrogéologiques des matériaux. Les matériaux ont été caractérisés pendant la construction et une analyse de la qualité a été effectuée pour observer la variabilité des matériaux.

En résumé, les principales conclusions du chapitre 3 sont :

- Les recouvrements testés répondent aux exigences attendues pour un RFCHS en termes de propriétés des matériaux. Le contraste de propriétés entre les matériaux favorise également le développement d'effets de barrière capillaire ce qui devrait permettre de maintenir un haut degré de saturation dans la couche de till et de contrôler les flux d'oxygène.
- Le contrôle de qualité a montré que les matériaux ont des propriétés relativement homogènes en termes de courbes granulométriques et de teneur en eau. Au niveau de la

porosité, seule une partie de la cellule ELCP-2 se distingue avec des valeurs inférieures à celles attendues.

Au chapitre 4, les résultats du comportement hydrogéologique des deux cellules expérimentales entre 2017 et 2020 sont présentés. Plus spécifiquement, on retrouve les conditions météorologiques (2015-2023), l'évolution de la température et du comportement non saturé (suction et teneur en eau volumique) des différentes couches, ainsi que le bilan hydrique annuel. Les tendances générales du comportement non saturé sont analysées à l'aide de diagrammes à moustache.

Ainsi, les principales conclusions que l'on peut tirer du chapitre 4 sont :

- La variabilité en termes de θ_w est très faible dans le till (90 cm et 150 cm) et les stériles, inférieure à la précision du senseur ($\pm 0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$). Les valeurs de θ_w des couches superficielles (mort-terrain-tourbe et sable) varient davantage, influencées par les précipitations/évaporation. Les teneurs en eau dans le till et les stériles ne montrent pas d'effet des années ou de la position dans la pente.
- Les valeurs de succion dans le till aux quatre stations ont varié entre 0 et 20 kPa. La succion dans le sable est plus variable en raison de sa proximité avec la surface, influencée par les précipitations et l'évaporation. Dans les stériles, les valeurs de succion (5-15 kPa) sont faibles et entraînent une désaturation. Aucun effet de pente n'est apparent sur la succion pour les différents matériaux.
- Le till dégèle tard en saison estivale, ce qui améliorera la performance des RFCHS à contrôler l'infiltration d'eau en période printanière puisqu'un sol gelé est moins perméable qu'un sol non gelé.
- Le bilan hydrique mesuré confirme l'efficacité des revêtements à contrôler l'infiltration d'eau. Les résultats montrent que la composante la plus importante du bilan hydrique est l'évapotranspiration.

Les cellules inclinées testées à la mine Éléonore ont été efficaces pour réduire l'infiltration d'eau et la migration d'oxygène. Une modélisation numérique a été réalisée afin de valider le comportement hydrogéologique et le bilan hydrique pour ELCP-2 (9 m x 34 m, inclinaison 14°).

Les principales conclusions que l'on peut tirer de ce chapitre sont :

- La teneur en eau volumique et la succion mesurées et prédictes sont similaires montrant que le modèle numérique peut bien représenter le comportement non saturé du recouvrement. Le comportement hydrogéologique prédit correspond à peu près à celui mesuré : les couches grossières sont désaturées, la couche supérieure varie avec les cycles climatiques, et la couche de till présente une faible succion avec une teneur en eau volumique élevée.
- Les résultats numériques révèlent que 72% des précipitations se transforment en évaporation entre avril et novembre, avec une diminution notable en octobre. La modélisation indique une percolation et un ruissellement nuls dans les drains inférieurs, suggérant que 28% de l'eau s'écoule à l'interface till-sable.
- La comparaison entre les mesures terrain durant la période non gelée et les prédictions du modèle pour 2018 (avril à novembre) montre des écarts significatifs : le ruissellement et l'écoulement latéral sont de 4% sur le terrain contre 28% dans le modèle, tandis que l'évapotranspiration est de 92% sur le terrain contre 72% dans le modèle. Le stockage est estimé à 4% sur le terrain, alors qu'il est considéré nul dans le modèle. Ces divergences peuvent s'expliquer par deux facteurs principaux : l'imperfection du modèle numérique préliminaire et la possible sous-estimation de la mesure de l'écoulement latéral sur le terrain.
- Les recouvrements testés sont efficaces pour contrôler les flux d'oxygène. Les flux diffusifs d'oxygène calculés sont de 0,96 mol/m²/an (ELCP-1) et 0,79 mol/m²/an (ELCP-2), en dessous de l'objectif de 2,0 mol/m²/an, validant leur efficacité.

6.2 Principales recommandations

Malgré des résultats globalement positifs de l'étude, des recherches supplémentaires seraient nécessaires pour approfondir certains points en lien avec ce projet de maîtrise :

- Amélioration du programme de surveillance sur le terrain : on pourrait augmenter le nombre de sondes de teneur en eau volumique, de succion et de température pour valider les données et prendre en compte l'hétérogénéité des matériaux. Le système visant à mesurer le ruissellement et l'écoulement latéral mériterait une validation puisque les résultats mesurés sont très différents des résultats prédicts théoriquement. On pourrait, par exemple installer une caméra pour visualiser le comportement lors de précipitations importantes.

- Influence de la végétation : l'effet de la végétation sur la cellule ELCP-2 a été négligé dans cette étude en raison du taux important de mortalité. Néanmoins, certains saules ont survécu dans le bas de la pente, ce qui a pu affecter le comportement du recouvrement. Dans le futur, il serait intéressant de faire des cellules expérimentales avec et sans végétation afin de quantifier son impact sur un RFCHS en faisant des mesures directes (traits racinaires, biomasse aérienne, etc.)
- Mesure de l'évapotranspiration : Dans cette étude, l'évapotranspiration a été déduite à partir des autres composantes du bilan hydrique et d'importantes différences ont été observées entre les valeurs mesurées et les valeurs prédictives numériquement. Il existe cependant des équipements qui permettent de mesurer cette composante (ex. lysimètres à poids, équipements micro-météorologiques, capteurs de flux de sève). L'installation d'instruments de mesure de l'évapotranspiration pour mesurer plus précisément l'évaporation et la transpiration pourrait permettre de réduire les incertitudes liées à la quantification de cette composante lors du calcul du bilan hydrique.
- Modélisation numérique : Une étude numérique plus détaillée pourrait être menée afin de représenter de façon encore plus précise le comportement des deux cellules expérimentales. Cette étude pourrait également permettre de faire une analyse de sensibilité de différents paramètres sur la performance des RFCHS tels que l'épaisseur des couches, les propriétés des matériaux, la géométrie, l'influence de la végétation, les conditions climatiques (avec changement climatique), etc. Elle pourrait aussi inclure des modélisations qui combinent l'écoulement de l'eau et le transfert de chaleur étant donné que l'effet du gel de la couche de till pourrait avoir un impact sur le comportement hydrogéologique du recouvrement.
- Influence du recouvrement sur la qualité d'eau : l'étude réalisée s'est concentrée sur le comportement du recouvrement lui-même. Cependant, un des objectifs du recouvrement consiste à contrôler la contamination de l'eau. Une étude similaire mais avec une certaine épaisseur de rejets miniers au fond des cellules expérimentales pourrait permettre de voir ce que serait la qualité de l'eau qui passerait à travers le recouvrement et qui percolerait à travers les rejets.

RÉFÉRENCES

- Aachib, M., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water Air and Soil Pollution*, 156(1-4), 163-193. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000036803.84061.e5>
- Adajar, M. A. Q., & Zarco, M. A. H. (2013). Estimating hydrocompression settlement of mine tailings. *Philippine Engineering Journal*, 34(1).
- Adu-Wusu, C., & Yanful, E. K. (2007). Post-closure investigation of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle Mine, Ontario. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(4), 496-506.
- Albrecht, B. A., & Benson, C. H. (2001). Effect of desiccation on compacted natural clays. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 127(1), 67-75. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2001\)127:1\(67\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2001)127:1(67))
- Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Abichou, T., McDonald, E. V., Tyler, S. W., & 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.
- All Weather Inc. (2012). *Automated Weather Observing System (AWOS)*. Eléonore Mines Airport AWOS.
- Al-Tabbaa, A., & Wood, D. M. (1987). Some measurements of the permeability of kaolin. *Geotechnique*, 37(4), 499-514.
- Anctil, F., Rousselle, J., & Lauzon, N. (2012). *Hydrologie: Cheminements de l'eau*. Presses inter Polytechnique.
- Andersland, O. B., & Ladanyi, B. (2003). *Frozen ground engineering*. John Wiley & Sons.
- Andersland, O. B., Wiggert, D. C., & Davies, S. H. (1996). Frozen soil subsurface barriers: Formation and ice erosion. *Journal of Contaminant Hydrology*, 23(1-2), 133-147. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(95\)00096-8](https://doi.org/10.1016/0169-7722(95)00096-8)
- Angers, D. A., & Caron, J. (1998). Plant-induced changes in soil structure: Processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, 42(1-2), 55-72. <https://doi.org/10.1023/A:1005944025343>
- Apiwantragoon, P., Benson, C. H., & Albright, W. H. (2015). Field Hydrology of Water Balance Covers for Waste Containment. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 141(2), 04014101. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0001195](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001195)
- Arabyarmohammadi, H., Guittonny, M., & Demers, I. (2023). Influence of vegetation and additional surface layers on the water balance of a reclamation cover with elevated water table. *Environmental Earth Sciences*, 82(10), 257.
- Argunhan-Atalay, C., & Yazicigil, H. (2018). Modeling and Performance Assessment of Alternative Cover Systems on a Waste Rock Storage Area. *Mine Water and the Environment*, 37(1), 106-118. <https://doi.org/10.1007/s10230-017-0476-y>
- Argyris, J. H. (1954). Energy Theorems and Structural Analysis: A Generalized Discourse with Applications on Energy Principles of Structural Analysis Including the Effects of Temperature and Non-Linear Stress-Strain Relations. *Aircraft Engineering and Aerospace Technology*, 26(10), 347-356.
- ASTM. (2010). *Standard Test Method for Determining the Effect of Freeze-Thaw on Hydraulic Conductivity of Compacted or Intact Soil Specimens Using a Flexible Wall Permeameter. ASTM D6035 (2010)*. . American Society for Testing and Materials.
- ASTM. (2010). *Standard Test Methods for Laboratory Determination of Water (Moisture) Content of Soil and Rock by Mass. ASTM D2216 (2010)*. . American Society for Testing and Materials.

- ASTM. (2010). *Standard Test Methods for Liquid Limit, Plastic Limit, and Plasticity Index of Soils. ASTM D4318 (2010)*..
- ASTM. (2012). *Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using Hanging Column, Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, or Centrifuge. ASTM D6836 (2012)*
- ASTM. (2012). *Standard Test Methods for Laboratory Compaction Characteristics of Soil Using Standard Effort (12 400 ft-lbf/ft³ (600 kN·m/m³)). ASTM D698 (2012)*..
- ASTM. (2014). *Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer. ASTM D5550 (2014)*..
- ASTM. (2015). *Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter. ASTM D5856 (2015)*..
- ASTM. (2016). *Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter. ASTM D5084 (2016)*..
- ASTM. (2017). *Standard Test Methods for Particle-Size Distribution (Gradation) of Soils Using Sieve Analysis. (vol. D6913)*. American Society for Testing and Materials.
- ASTM. (2017). *Standard Test Methods for Particle-Size Distribution (Gradation) of Soils Using Sieve Analysis. ASTM D6913 (2017)*..
- ASTM. (2019). *Standard Test Method for Permeability of Granular Soils (Constant Head). ASTM 2434 (2019)*..
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., Tremblay, L. (1995). *Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers*.
- Aubertin, M. (1995). Évaluation en laboratoire des barrières sèches construites à partir de résidus miniers: rapport final.
- Aubertin, M., Bussière, B., Barbera, J., Chapuis, R. P., Monzon, M., & Aachib, M. (1997). Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). Environment and management of mining wastes (in French). [Manual on CDROM]. *Presses Internationales Polytechnique, Montréal*.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers*. Presses Internationales Polytechnique.
- Aubertin, M., Bussiere, B., & Chapuis, R. P. (1996). Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 33(3), 470-482. <https://doi.org/10.1139/t96-068>
- Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S. A., Bussière, B., Molson, J., & Chapuis, R. P. (2009). Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. *Canadian Geotechnical Journal*, 46(10), 1146-1164. <https://doi.org/10.1139/T09-050>
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Jolette, D., Bussière, B., Chapuis, R., James, M., & Riffon, O. (2002). *Stabilité géotechnique des ouvrages de retenue pour les résidus miniers: problèmes persistants et méthodes de contrôle*. Défis & Perspectives: Symposium.
- Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., & Dagenais, A.-M. (2006). *Investigations of layered cover systems acting as oxygen barriers to limit acid mine drainage*. 5th ICEG Environmental Geotechnics: Opportunities, Challenges and Responsibilities for Environmental Geotechnics: Proceedings of the ISSMGE's fifth international congress organized by the Geoenvironmental Research Centre, Cardiff University (p. 827-835). <https://www.icevirtuallibrary.com/doi/abs/10.1680/ieg.34747.0827>
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., & Maqsoud, A. (2015). *Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets*

- miniers générateurs de DMA.* Symposium 2015 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda (p. 67).
- Azam, S., & Li, Q. (2010). Tailings dam failures: a review of the last one hundred years. *Geotechnical news*, 28(4), 50-54.
- Baecher, G. B., & Christian, J. T. (2005). *Reliability and statistics in geotechnical engineering*. John Wiley & Sons.
- Barth, C., & Wohnlich, S. (1999). *Proof of effectiveness of a capillary barrier as surface sealing of sanitary landfill*. Proceedings of the 7th International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margarita di Pula, Cagliari, Italy (p. 4-8).
- Bass, J. M., Lyman, W. J., Tratnyek, J. P., Little, A. D., & Cambridge, I. (1985). *Assessment of synthetic membrane successes and failures at waste storage and disposal sites*. Land Disposal of Hazardous Waste: Proceedings of the Eleventh Annual Research Symposium, Cincinnati, Ohio (vol. 85, p. 262).
- Batterman, S., Padmanabham, I., & Milne, P. (1996). Effective gas-phase diffusion coefficients in soils at varying water content measured using a one-flow sorbent based technique. *Environmental Science & Technology*, 30(3), 770-778. <https://doi.org/10.1021/es950014i>
- Benson, C., & Khire, M. (1997). Earthen materials in surface barriers. *Barrier technologies for environmental management*, 79-89.
- Benson, C., & Wang, X. (1996). Field hydraulic conductivity assessment of the NCASI final cover test plots. *Environmental Geotechnics Rep.* 96, 9.
- Benson, C. H., & Othman, M. A. (1993). Hydraulic conductivity of compacted clay frozen and thawed in situ. *Journal of Geotechnical Engineering*, 119(2), 276-294.
- Benson, C. H., Zhai, H. M., & Wang, X. D. (1994). Estimating Hydraulic Conductivity of Compacted Clay Liners. *Journal of Geotechnical Engineering-Asce*, 120(2), 366-387. [https://doi.org/10.1061/\(Asce\)0733-9410\(1994\)120:2\(366\)](https://doi.org/10.1061/(Asce)0733-9410(1994)120:2(366))
- Betts, A. K., & Ball, J. H. (1997). Albedo over the boreal forest. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 102(D24), 28901-28909. <https://doi.org/10.1029/96jd03876>
- Blight, G. E. (2002). Measuring evaporation from soil surfaces for environmental and geotechnical purposes. *Water Sa*, 28(4), 381-394. [<Go to ISI>://WOS:000179141700004](https://doi.org/10.1016/S000179141700004)
- Booker, J. R., Brachman, R., Quigley, R., & Rowe, R. K. (2004). *Barrier systems for waste disposal facilities*. Crc Press.
- Botula, Y. D., Bussière, B., Guittonny, M., & Hotton, G. (2024). Modeling the influence of forest vegetation and climate change on the long-term performance of a cover with capillary barrier effects used to control acid mine drainage: the Lorraine case study. *International Journal of Mining Reclamation and Environment*, 1-23. <https://doi.org/10.1080/17480930.2024.2345033>
- Bouazza, A. (2002). Geosynthetic clay liners. *Geotextiles and Geomembranes*, 20(1), 3-17. [https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(01\)00025-5](https://doi.org/10.1016/S0266-1144(01)00025-5)
- Boulanger-Martel, V. (2019). *Évaluation de la performance de revêtements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J., & Mbonimpa, M. (2016). Influence of freeze-thaw cycles on the performance of covers with capillary barrier effects made of crushed rock-bentonite mixtures to control oxygen migration. *Canadian Geotechnical Journal*, 53(5), 753-764.

- Brachman, R., Joshi, P., Rowe, R., & Gudina, S. (2011). Physical response of geomembrane wrinkles near GCL overlaps. Dans *Geo-Frontiers 2011: Advances in Geotechnical Engineering* (p. 1152-1161).
- Brown, D. M. (1996). Reducing modeling uncertainty using astm ground-water modeling standards. *Subsurface Fluid-Flow (Ground-Water and Vadose Zone) Modeling*, 1288, 24-41. <https://doi.org/10.1520/STP38377s>
- Bruckler, L., Ball, B. C., & Renault, P. (1989). Laboratory Estimation of Gas-Diffusion Coefficient and Effective Porosity in Soils. *Soil Science*, 147(1), 1-10. <https://doi.org/10.1097/00010694-198901000-00001>
- Burba, G. (2022). *Eddy covariance method for scientific, regulatory, and commercial applications*. LI-COR Biosciences.
- Burdine, N. (1953). Relative permeability calculations from pore size distribution data. *Journal of Petroleum Technology*, 5(03), 71-78.
- Bussiere, B. (2004). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019-1052.
- Bussière, B. (1999). *Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques*. École Polytechnique de Montréal.
- Bussière, B., Aubertin, M., Benzaazoua, M., & Gagnon, D. (1999). Modèle d'estimation des coûts de restauration de sites miniers générateurs de DMA. *Séminaire Mines écologiques présentés dans le cadre du congrès APGGQ*.
- Bussière, B., Aubertin, M., & Chapuis, R. P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 512-535.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., & Chapuis, R. P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.
- Bussière, B., & Guittonny, M. (2021). *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. CRC press.
- Bussière, B., Lelièvre, J., Ouellet, J., & Bois, D. (1995). *Utilisation de résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA: analyse technico-économique sur deux cas réels*. Proceedings of Sudbury'95, Conference on Mining and the Environment, Sudbury, Ontario (vol. 1, p. 59-68).
- CANADA. (2024). STATISTIQUE CANADA. Visualiser la boîte à moustaches. Site officiel. Consulté le 6 novembre 2024, à l'adresse <https://www150.statcan.gc.ca/n1/edu/power-pouvoir/ch12/5214889-fra.htm>.
- Carrier III, W. D. (2003). Goodbye, hazen; hello, kozeny-carman. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, 129(11), 1054-1056.
- Carson, D., & Tolaymat, T. (2017). *Post-Closure Performance of liner Systems at RCRA Subtitle C Landfills*. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA/600/R-17/205.
- Casagrande, A. (1947). Classification and identification of soils.
- Chapuis, R. P. (2004). Predicting the saturated hydraulic conductivity of sand and gravel using effective diameter and void ratio. *Canadian Geotechnical Journal*, 41(5), 787-795. <https://doi.org/10.1139/T04-022>
- Chapuis, R. P. (2008). Predicting the saturated hydraulic conductivity of natural soils. *Geotechnical news*, 26(2), 47-50.

- Chapuis, R. P., & Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 616-628. <https://doi.org/10.1139/T03-013>
- Charland, A., Perron, M., Rispoli, A., Bussières, M., & Bergeron, S. (2018). *Éléonore Operations Quebec, Canada NI 43-101 Technical Report*.
- Chen, J. N. N., Benson, C. H., & Edil, T. B. (2018). Hydraulic Conductivity of Geosynthetic Clay Liners with Sodium Bentonite to Coal Combustion Product Leachates. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 144(3), 04018008. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0001844](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001844)
- Chevé, N., Guittonny, M., & Bussière, B. (2018). Water budget of field experimental cells with vegetated and non-vegetated soil layers placed on waste rock. *Mine Clos*, 2018, 549-562.
- Childs, E. C., & 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.
- Clem, A. G. (1985). Factors influencing the stability of smectite sealants. *Engineering Geology*, 21(3-4), 273-278.
- COMEX. (2024). *Comité d'examen des répercussions sur l'environnement et le milieu social (COMEX)*. (n.d.). Site officiel du COMEX. Consulté le 5 novembre 2024, à l'adresse <https://comexqc.ca>.
- Cote, J. (1998). Conductivité hydraulique de matériaux de fondations de chaussées partiellement saturées (French text).
- Coulombe, V., Bussière, B., & Guittonny, M. (2017). *Construction de cellules expérimentales au site de la mine Éléonore : Caractérisation au laboratoire et contrôle de qualité des matériaux de construction des cellules expérimentales*. . Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM).
- Courant, R. (1994). Variational methods for the solution of problems of equilibrium and vibrations. *Lecture notes in pure and applied mathematics*, 1-1.
- Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., & Cyr, J. (2001). *Monitoring at the Lorraine mine site: a follow up on the remediation plan*. 2001 National Association of Abandoned Mine Land Programs Annual Conference: Land Reborn: Tolls for the 21st Century, Athens, Ohio.
- Daniel, D. E., & Wu, Y. K. (1993). Compacted Clay Liners and Covers for Arid Sites. *Journal of Geotechnical Engineering-Asce*, 119(2), 223-237. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9410\(1993\)119:2\(223\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9410(1993)119:2(223))
- Darcy, H. (1856). *Les fontaines publiques de la ville de Dijon: exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau* (vol. 1). Victor dalmont.
- Daryati, D., Widiasanti, I., Septiandini, E., Ramadhan, M., Sambowo, K., & Purnomo, A. (2019). *Soil characteristics analysis based on the unified soil classification system*. Journal of Physics: Conference Series (vol. 1402, p. 022028).
- Davies, M. (2011). Filtered dry stacked tailings: the fundamentals.
- Davies, M. P., & Rice, S. (2022). An alternative to conventional tailing management—“dry stack” filtered tailings. Dans *Tailings and Mine Waste 2001* (p. 411-420). CRC Press.
- De Camillis, M., Di Emidio, G., Bezuijen, A., & Verástegui-Flores, R. D. (2016). Hydraulic conductivity and swelling ability of a polymer modified bentonite subjected to wet-dry cycles in seawater. *Geotextiles and Geomembranes*, 44(5), 739-747.

- DeJong, J., Tibbett, M., & Fourie, A. (2015). Geotechnical systems that evolve with ecological processes. *Environmental Earth Sciences*, 73(3), 1067-1082. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3460-x>
- Demers, I. (2008). *Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. Depositum. <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/116>
- Demers, I. (2008). Utilisation de la désulfuration environnementale dans la restauration de parcs à rejets miniers. *UQAT, Rouyn-Noranda*.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., & Blier, A. (2008). Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 21(4), 317-329. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.006>
- Dickinson, S., & Brachman, R. W. I. (2008). Assessment of alternative protection layers for a geomembrane - geosynthetic clay liner (GM-GCL) composite liner. *Canadian Geotechnical Journal*, 45(11), 1594-1610. <https://doi.org/10.1139/T08-081>
- Dubois, J., Mitterand, H., & Dauzat, A. (1993). Dictionnaire étymologique et historique du français.
- Dwyer, S. F. (2003). *Water balance measurements and computer simulations of landfill covers*. The University of New Mexico.
- Egloffstein, T. (1997). Ion exchange in geosynthetic clay liners. *Geotechnical fabrics report*, 15(5), 38-43.
- Egloffstein, T. A. (2001). Natural bentonites - influence of the ion exchange and partial desiccation on permeability and self-healing capacity of bentonites used in GCLs. *Geotextiles and Geomembranes*, 19(7), 427-444. [https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(01\)00017-6](https://doi.org/10.1016/S0266-1144(01)00017-6)
- Elberling, B. (2001). Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. *Water Resources Research*, 37(1), 99-107. <https://doi.org/10.1029/2000wr900259>
- Epacher, E., Tolvéth, J., Kröhnke, C., & Pukánszky, B. (2000). Processing stability of high density polyethylene: effect of adsorbed and dissolved oxygen. *Polymer*, 41(23), 8401-8408. [https://doi.org/10.1016/S0032-3861\(00\)00191-9](https://doi.org/10.1016/S0032-3861(00)00191-9)
- Estornell, P., & Daniel, D. E. (1992). Hydraulic conductivity of three geosynthetic clay liners. *Journal of Geotechnical Engineering*, 118(10), 1592-1606.
- Ethier, M. P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., & Broda, S. (2018). In situ evaluation of performance of reclamation measures implemented on abandoned reactive tailings disposal site. *Canadian Geotechnical Journal*, 55(12), 1742-1755. <https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0699>
- Ethier, M. P., Bussière, B., Broda, S., & Aubertin, M. (2018). Three-dimensional hydrogeological modeling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 26(4), 1201-1219. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1713-y>
- Ewais, A. M. R., & Rowe, R. K. (2014). Effects of blown film process on initial properties of HDPE geomembranes of different thicknesses. *Geosynthetics International*, 21(1), 62-82. <https://doi.org/10.1680/gein.13.00035>
- Fick, A. (1855). V. On liquid diffusion. *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science*, 10(63), 30-39.

- Foose, G. J., Benson, C. H., & Edil, T. B. (2001). Predicting leakage through composite landfill liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 127(6), 510-520. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2001\)127:6\(510\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2001)127:6(510))
- Fox, P. J., Triplett, E. J., Kim, R. H., & Olsta, J. T. (1998). Field study of installation damage for geosynthetic clay liners. *Geosynthetics International*, 5(5), 491-520. <https://doi.org/10.1680/gein.5.0134>
- Fredlund, D., Rahardjo, H. et Fredlund, M. (2012). Soil-Water Characteristic Curves for Unsaturated Soils. Dans *Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice* (p. 184-272).
- Fredlund, D., Rahardjo, H., & Fredlund, M. (2012). Soil-water characteristic curves for unsaturated soils. *Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice*, 184-272.
- Fredlund, D. G. (2006). Unsaturated soil mechanics in engineering practice. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 132(3), 286-321. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2006\)132:3\(286\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2006)132:3(286))
- Fredlund, D. G., & Rahardjo, H. (1993). *Soil mechanics for unsaturated soils*. John Wiley & Sons.
- Fredlund, D. G., Xing, A. Q., & Huang, S. Y. (1994). Predicting the Permeability Function for Unsaturated Soils Using the Soil-Water Characteristic Curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), 533-546. <https://doi.org/10.1139/t94-062>
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). Groundwater prentice-hall. *Englewood Cliffs, NJ*, 176, 161-177.
- Garand, P. R. J. F. (1999). *Field performance of a multi-layer cover*.
- GEOSLOPE. (2015). *Seepage Modeling with SEEP/W*.
- Ghestem, M., Sidle, R. C., & Stokes, A. (2011). The Influence of Plant Root Systems on Subsurface Flow: Implications for Slope Stability. *Bioscience*, 61(11), 869-879. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.11.6>
- Giroud, J., & Bonaparte, R. (1989). Leakage through liners constructed with geomembranes—Part I. Geomembrane liners. *Geotextiles and Geomembranes*, 8(1), 27-67.
- Glauz, R., & Rolston, D. (1989). Optimal design of two-chamber, gas diffusion cells. *Soil Science Society of America Journal*, 53(6), 1619-1624.
- Goidts, E., van Wesemael, B., & Crucifix, M. (2009). Magnitude and sources of uncertainties in soil organic carbon (SOC) stock assessments at various scales. *European Journal of Soil Science*, 60(5), 723-739. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01157.x>
- Guerra, F. (1973). Characteristics of tailings from a soils engineer's view point. *Proceeding of Tailings Disposal Today, Tucson, Ariz*, 31, 102-137.
- Guittonny, M. (2021). *Revegetation of Mine Sites*.
- Guittonny, M., Bussière, B., Chevé, N., Mangane, B., & Duclos, M. (2019). Effects of revegetation and its supporting layers on the water budget of waste rocks. *Geo-environmental engineering. Concordia University, Montreal*.
- Guittonny-Larcheveque, M., Bussiere, B., & Pednault, C. (2016). Tree-Substrate Water Relations and Root Development in Tree Plantations Used for Mine Tailings Reclamation. *J Environ Qual*, 45(3), 1036-1045. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.09.0477>
- Guo, Z. Q., Lai, Y. M., Jin, J. F., Zhou, J. R., Sun, Z., & Zhao, K. (2020). Effect of Particle Size and Solution Leaching on Water Retention Behavior of Ion-Absorbed Rare Earth. *Geofluids*(1), 4921807. <https://doi.org/10.1155/2020/4921807>
- Hajizadeh Namaghi, H., Li, S., & Jiang, L. (2015). Numerical simulation of water flow in a large waste rock pile, Haizhou coal mine, China. *Modeling Earth Systems and Environment*, 1, 1-10.

- 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].
- Hernandez Orellana, A. M. (2007). *Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée*. École Polytechnique de Montréal.
- Hillel, D. (2003). *Introduction to environmental soil physics*. Elsevier.
- Hotton, G., Bussière, B., Pabst, T., Bresson, E., & Roy, P. (2020). Influence of climate change on the ability of a cover with capillary barrier effects to control acid generation. *Hydrogeology Journal*, 28(2), 763-779.
- Hough, B. K. (1957). Basic Soils Engineering.
- Islam, K., & Murakami, S. (2021). Global-scale impact analysis of mine tailings dam failures: 1915–2020. *Global Environmental Change*, 70, 102361.
- Jalabert, J. R. (2024). *Modélisation du bilan hydrique de cellules expérimentales de roches stériles avec ou sans recouvrement végétalisé*].
- Jassogne, L., McNeill, A., & Chittleborough, D. (2007). 3D-visualization and analysis of macro- and meso-porosity of the upper horizons of a sodic, texture-contrast soil. *European Journal of Soil Science*, 58(3), 589-598. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00849.x>
- Jo, H. Y., Katsumi, T., Benson, C. H., & Edil, T. B. (2001). Hydraulic conductivity and swelling of nonprehydrated GCLs permeated with single-species salt solutions. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 127(7), 557-567. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2001\)127:7\(557\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2001)127:7(557))
- Jotisankasa, A., & Sirirattanachat, T. (2017). Effects of grass roots on soil-water retention curve and permeability function. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(11), 1612-1622. <https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0281>
- 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* [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/5488/>
- Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2017). Hydrogeological behaviour of covers with capillary barrier effects made of mining materials. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35, 1199-1220.
- Karlen, D. L., Mausbach, M., Doran, J. W., Cline, R., Harris, R., & Schuman, G. (1997). Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). *Soil Science Society of America Journal*, 61(1), 4-10.
- Khire, M., Benson, C., & Bosscher, P. (1994). Final cover hydrologic evaluation—phase III. *Envir. Geotech. Rep.* 94, 4.
- Khire, M. V., Benson, C. H., & Bosscher, P. J. (1999). Field data from a capillary barrier and model predictions with UNSAT-H. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 125(6), 518-527. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(1999\)125:6\(518\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(1999)125:6(518))
- Khire, M. V., Benson, C. H., & Bosscher, P. J. (2000). Capillary barriers: Design variables and water balance. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 126(8), 695-708. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2000\)126:8\(695\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2000)126:8(695))
- Kim, H., & Benson, C. (2000). *Oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste* [Thèse de doctorat, Université du Wisconsin].
- Klute, A., & Dirksen, C. (1986). Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. *Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical methods*, 5, 687-734.

- Knight, D. M. (1998). *The Development of Chemistry, 1789-1914: Chemical manipulation* (vol. 5). Taylor & Francis.
- Koerner, G. R., & Koerner, R. M. (2006). Long-term temperature monitoring of geomembranes at dry and wet landfills. *Geotextiles and Geomembranes*, 24(1), 72-77. <https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2004.11.003>
- Koerner, R. M. (2005). *Designing with geosynthetics* (vol. 796). Pearson Prentice Hall Upper Saddle River, NJ, USA:.
- Koerner, R. M. (2012). *Designing with geosynthetics-Vol. 1* (vol. 1). Xlibris Corporation.
- Koerner, R. M., Hsuan, Y., & Lord, A. E. (1993). Remaining Technical Barriers to Obtaining General Acceptance of Geosynthetics. *Geotextiles and Geomembranes*, 12(1), 1-52. [https://doi.org/10.1016/0266-1144\(93\)90035-M](https://doi.org/10.1016/0266-1144(93)90035-M)
- Kolstad, D. C., Benson, C. H., & Edil, T. B. (2004). Hydraulic conductivity and swell of nonprehydrated geosynthetic clay liners permeated with multispecies inorganic solutions. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 130(12), 1236-1249. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2004\)130:12\(1236\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2004)130:12(1236))
- Kong, D. J., Wu, H. N., Chai, J. C., & Arulrajah, A. (2017). State-Of-The-Art Review of Geosynthetic Clay Liners. *Sustainability*, 9(11), 2110. <https://doi.org/10.3390/su9112110>
- Konrad, J. M., & Ayad, R. (1997). Desiccation of a sensitive clay: field experimental observations. *Canadian Geotechnical Journal*, 34(6), 929-942. <https://doi.org/10.1139/cgj-34-6-929>
- Kraus, J. F., Benson, C. H., Erickson, A. E., & Chamberlain, E. J. (1997). Freeze-thaw cycling and hydraulic conductivity of bentonitic barriers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 123(3), 229-238. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(1997\)123:3\(229\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(1997)123:3(229))
- L'Écuyer, M., Chapuis, R., & Aubertin, M. (1992). *Propriétés hydro-géotechniques des résidus miniers de Solbec et Cupra, Québec*. Proceedings of the 45th Canadian Geotechnical Conference, Toronto, Ont (p. 79.71-11).
- Lacasse, S., & Nadim, F. (1997). Uncertainties in characterising soil properties. *Publikasjon-Norges Geotekniske Institutt*, 201, 49-75.
- Lambers, H., Chapin, F. S., Pons, T. L., Lambers, H., Chapin, F. S., & Pons, T. L. (2008). The plant's energy balance. *Plant Physiological Ecology*, 225-236.
- 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).
- Lee, J. M., Shackelford, C. D., Benson, C. H., Jo, H. Y., & Edil, T. B. (2005). Correlating index properties and hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 131(11), 1319-1329. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2005\)131:11\(1319\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2005)131:11(1319))
- Leroueil, S., Bouclin, G., Tavenas, F., Bergeron, L., & Larochelle, P. (1990). Permeability Anisotropy of Natural Clays as a Function of Strain. *Canadian Geotechnical Journal*, 27(5), 568-579. <https://doi.org/10.1139/t90-072>
- Leung, A. K., Garg, A., Coo, J. L., Ng, C. W. W., & Hau, B. C. H. (2015). Effects of the roots of and on water infiltration rate and soil hydraulic conductivity. *Hydrological Processes*, 29(15), 3342-3354. <https://doi.org/10.1002/hyp.10452>
- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2012). Predicting hysteresis of the water retention curve from basic properties of granular soils. *Geotechnical and Geological Engineering*, 30, 1147-1159.

- Maqsoud, A., Bussière, B., & Mbonimpa, M. (2021). *Low Saturated Hydraulic Conductivity Covers*.
- Maqsoud, A., Mbonimpa, M., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Dionne, J. (2015). *The hydrochemical behaviour of the Aldermac abandoned mine site after its rehabilitation*. Proceeding of the Canadian Geotechnical Conference, GeoQuébec.
- Marinho, F. A., Take, W. A., & Tarantino, A. (2009). Measurement of matric suction using tensiometric and axis translation techniques. *Laboratory and field testing of unsaturated soils*, 3-19.
- Martin, V., McMullen, J., & Aubertin, M. (2005). *Les résidus en pâte et la déposition en surface des rejets de concentrateur*. Proceedings of the 2nd International Symposium on Mining and the Environment, Rouyn-Noranda, Quebec, Canada (p. 56-71).
- Martín-Crespo, T., Gómez-Ortiz, D., & Martín-Velázquez, S. (2019). Geoenvironmental characterization of sulfide mine tailings. Dans *Applied Geochemistry with Case Studies on Geological Formations, Exploration Techniques and Environmental Issues*. IntechOpen.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., & Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5), 916-932.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006). Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovacs (MK) model and statistical models. *Canadian Geotechnical Journal*, 43(8), 773-787. <https://doi.org/10.1139/T06-044>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2011). Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal*, 48(6), 878-890. <https://doi.org/10.1139/T11-015>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Dagenais, A.-M., Bussière, B., Julien, M., & Kissiova, M. (2002). *Interpretation of field tests to determine the oxygen diffusion and reaction rate coefficients of tailings and soil covers*. Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical and Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Speciality Conferences (p. 147-154).
- Mbonimpa, M., Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2021). *Water, Gas, and Heat Movement in Cover Materials*.
- Mbonimpa, M., Rarison, F., Bussière, B., & Pouliot, S. (2021). *Utilisation et longévité des géomembranes en restauration des sites miniers*. Symposium 2021 Mines et Environnement.
- McBride, M. (1994). Environmental Chemistry of Soils. *Oxford Press*.
- McLemore, V. T., Heizler, L., Donahue, K., & Dunbar, N. (2009). *Characterization of weathering of mine rock piles: example from the Questa Mine, New Mexico, USA*. Proceedings from the 8th international conference on acid rock drainage, Skellefteå, Skellefteå, Suède (p. 1-10).
- MELCCFP. (2024). *Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs*. Site officiel du Ministère de l'Environnement du Québec. Consulté le 5 novembre 2024, à l'adresse <https://www.environnement.gouv.qc.ca>.
- Melchior, S. (1997). *In-situ studies on the performance of landfill caps (compacted clay liners, geomembranes, geosynthetic clay liners, capillary barriers)*. Proc. Int. Contain, Conf., St, Petersburg, FL, 1997.
- Melchior, S., Sokollek, V., Berger, K., Vielhaber, B., & Steinert, B. (2010). Results from 18 years of in situ performance testing of landfill cover systems in Germany. *Journal of environmental engineering*, 136(8), 815-823.

- Merkus, H. G. (2009). *Particle size measurements: fundamentals, practice, quality* (vol. 17). Springer Science & Business Media.
- Mesri, G., & Olson, R. E. (1971). Mechanisms controlling the permeability of clays. *Clays and Clay minerals*, 19, 151-158.
- Monteith, J., & Unsworth, M. (2013). *Principles of environmental physics: plants, animals, and the atmosphere*. Academic press.
- Montgomery, R., & Parsons, L. (1990). *The Omega Hills cover test plot study: fourth year data summary*. Proceedings of the 22nd Mid-Atlantic Industrial Waste Conference (p. 1-12).
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water resources research*, 12(3), 513-522.
- Müller, W. W. (2007). *HDPE geomembranes in geotechnics*. Springer.
- Nastev, M., & Aubertin, M. (2000). Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine Mine Site, Québec.
- NEWMONT. (2016). *Annual Report 2016 Goldcorp*.
- NEWMONT. (2018). *Newmont éléonore – parc à résidus*.
- NEWMONT. (2019). *Newmont Reports*.
- Ni, J. J., Leung, A. K., & Ng, C. W. W. (2019). Modelling effects of root growth and decay on soil water retention and permeability. *Canadian Geotechnical Journal*, 56(7), 1049-1055. <https://doi.org/10.1139/cgj-2018-0402>
- Norrish, K., & Quirk, J. (1954). Crystalline swelling of montmorillonite: Use of electrolytes to control swelling. *Nature*, 173(4397), 255-256.
- Oke, T. R. (2016). The urban energy balance. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 12(4), 471-508. <https://doi.org/10.1177/030913338801200401>
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., & Molson, J. (2017). Experimental and numerical evaluation of single-layer covers placed on acid-generating tailings. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35, 1421-1438.
- Patterson, B., Robertson, B., Woodbury, R., Talbot, B., & Davis, G. (2006). Long-term evaluation of a composite cover overlaying a sulfidic tailings facility. *Mine Water and the Environment*, 25, 137-145.
- Pennock, D. (2004). Designing field studies in soil science. *Canadian Journal of Soil Science*, 84(1), 1-10.
- Pennock, D., Yates, T., & Braidek, J. (2007). Soil sampling designs. *Soil sampling and methods of analysis*, 1-14.
- Petrov, R. J., & Rowe, R. K. (1997). Geosynthetic clay liner (GCL) - chemical compatibility by hydraulic conductivity testing and factors impacting its performance. *Canadian Geotechnical Journal*, 34(6), 863-885. <https://doi.org/10.1139/cgj-34-6-863>
- Phoon, K. K., & Kulhawy, F. H. (1999). Characterization of geotechnical variability. *Canadian Geotechnical Journal*, 36(4), 612-624. <https://doi.org/10.1139/t99-038>
- Podgorney, R. K., & Bennett, J. E. (2006). Evaluating the long-term performance of geosynthetic clay liners exposed to freeze-thaw. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 132(2), 265-268. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2006\)132:2\(265\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2006)132:2(265))
- Power, C., Ramasamy, M., MacAskill, D., Shea, J., MacPhee, J., Mayich, D., . . . Mkandawire, M. (2017). Five-year performance monitoring of a high-density polyethylene (HDPE) cover system at a reclaimed mine waste rock pile in the Sydney Coalfield (Nova Scotia, Canada). *Environmental Science and Pollution Research*, 24(34), 26744-26762. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0288-4>
- Proctor, R. (1933). Fundamental principles of soil compaction. *Engineering news-record*, 111(13).

- Prost, R., Koutit, T., Benchara, A., & Huard, E. (1998). State and location of water adsorbed on clay minerals: Consequences of the hydration and swelling-shrinkage phenomena. *Clays and Clay Minerals*, 46(2), 117-131. <https://doi.org/10.1346/Ccmn.1998.0460201>
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2020). Aboveground and Belowground Colonization of Vegetation on a 17-Year-Old Cover with Capillary Barrier Effect Built on a Boreal Mine Tailings Storage Facility. *Minerals*, 10(8), 704. <https://doi.org/10.3390/min10080704>
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2020). Oxygen migration through a cover with capillary barrier effects colonized by roots. *Canadian Geotechnical Journal*, 57(12), 1903-1914. <https://doi.org/10.1139/cgj-2019-0515>
- Qi, J., & Ma, W. (2006). Influence of freezing-thawing on strength of overconsolidated soils. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 28(12), 2082-2086.
- Qi, J. L., Ma, W., & Song, C. X. (2008). Influence of freeze-thaw on engineering properties of a silty soil. *Cold Regions Science and Technology*, 53(3), 397-404. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2007.05.010>
- Rad, N. (1994). *Compatibility of geosynthetic clay liners with organic and inorganic permeants*. Proc. 5th Int. Conf. Geotextiles, Geomembranes, and Related Products.
- Rahardjo, H., Satyanaga, A., Leong, E. C., Santoso, V. A., & Ng, Y. S. (2014). Performance of an instrumented slope covered with shrubs and deep-rooted grass. *Soils and Foundations*, 54(3), 417-425. <https://doi.org/10.1016/j.sandf.2014.04.010>
- Raymond, G. P. (1966). Laboratory consolidation of some normally consolidated soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 3(4), 217-234.
- Reddy, J. N. (1993). An introduction to the finite element method. *New York*, 27, 14.
- Reicosky, D., Voorhees, W., & Radke, J. (1981). Unsaturated water flow through a simulated wheel track. *Soil Science Society of America Journal*, 45(1), 3-8.
- Ren, J. (2019). *Interpretation of the frozen soils behavior extending the mechanics of unsaturated soils* [Thèse de doctorat, University of Ottawa].
- Ricard, J., Aubertin, M., Firlotte, F., Knapp, R., McMullen, J., & Julien, M. (1997). *Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada*. Proceedings of the 4th international conference on acid rock drainage, Vancouver, BC (vol. 31, p. 1515-1530).
- Ricard, J., Aubertin, M., Pelletier, P., Poirier, P., & McMullen, J. (1999). Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les terrains Aurifères Site. *Malartic, Québec, Canada*.
- Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *physics*, 1(5), 318-333.
- Robinson, S. L., & Bennett, R. J. (1995). A Typology of Deviant Workplace Behaviors - a Multidimensional-Scaling Study. *Academy of Management Journal*, 38(2), 555-572. <https://doi.org/10.5465/256693>
- Rollin, A., Pierson, P., & Lambert, S. (2002). Geo-membranes: Guide of choice from materials point.
- Rollin, A. L., Lambert, S., & Pierson, P. (2002). *Géomembranes: guide de choix sous l'angle des matériaux*. Presses Inter Polytechnique.
- Roque, A. J., & Didier, G. (2006). Calculating hydraulic conductivity of fine-grained soils to leachates using linear expressions. *Engineering Geology*, 85(1-2), 147-157. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2005.09.034>

- Rowe, R., Chappel, M., Brachman, R., & Take, W. (2012). Field monitoring of geomembrane wrinkles at a composite liner test site. *Canadian Geotechnical Journal*, 49(10), 1196-1211.
- Rowe, R. K., & Ewais, A. M. R. (2015). Ageing of exposed geomembranes at locations with different climatological conditions. *Canadian Geotechnical Journal*, 52(3), 326-343. <https://doi.org/10.1139/cgj-2014-0131>
- Rowe, R. K., & Orsini, C. (2003). Effect of GCL and subgrade type on internal erosion in GCLs under high gradients. *Geotextiles and Geomembranes*, 21(1), 1-24. [https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(02\)00036-5](https://doi.org/10.1016/S0266-1144(02)00036-5)
- Ruhl, J. L., & Daniel, D. E. (1997). Geosynthetic clay liners permeated with chemical solutions and leachates. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 123(4), 369-381. [https://doi.org/10.1061/\(Asce\)1090-0241\(1997\)123:4\(369\)](https://doi.org/10.1061/(Asce)1090-0241(1997)123:4(369))
- Saleh-Mbemba, F., Aubertin, M., Mbonimpa, M., & Li, L. (2016). Experimental characterization of the shrinkage and water retention behaviour of tailings from hard rock mines. *Geotechnical and Geological Engineering*, 34, 251-266.
- Sallam, A., Jury, W., & Letey, J. (1984). Measurement of gas diffusion coefficient under relatively low air-filled porosity. *Soil Science Society of America Journal*, 48(1), 3-6.
- Scheirs, J. (2009). *A guide to polymeric geomembranes: a practical approach*. John Wiley & Sons.
- Scholl, P., Leitner, D., Kammerer, G., Loiskandl, W., Kaul, H. P., & Bodner, G. (2014). Root induced changes of effective 1D hydraulic properties in a soil column. *Plant Soil*, 381(1-2), 193-213. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2121-x>
- Sequent. (2024). *Heat and mass transfer modeling with GeoStudio*.
- Shackelford, C. D. (1991). Laboratory diffusion testing for waste disposal—A review. *Journal of contaminant hydrology*, 7(3), 177-217.
- Shackelford, C. D., Benson, C. H., Katsumi, T., Edil, T. B., & Lin, L. (2000). Evaluating the hydraulic conductivity of GCLs permeated with non-standard liquids. *Geotextiles and Geomembranes*, 18(2-4), 133-161. [https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(99\)00024-2](https://doi.org/10.1016/S0266-1144(99)00024-2)
- Shackelford, C. D., Sevick, G. W., & Eykholt, G. R. (2010). Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners to tailings impoundment solutions. *Geotextiles and Geomembranes*, 28(2), 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2009.10.005>
- Shan, H. Y., & Daniel, D. E. (1991). Results of Laboratory Tests on a Geotextile Bentonite Liner Material. *Geosynthetics 91 : Conference Proceedings, Vols 1 and 2*, 2, 517-535. <Go to ISI>://WOS:A1991BV67M00037
- Sharma, H. D., & Lewis, S. P. (1994). *Waste containment systems, waste stabilization, and landfills: design and evaluation*. John Wiley & Sons.
- Shelp Lin, M., & Yanful, E. K. (2000). Oxygen diffusion coefficient of soils at high degrees of saturation. *Geotechnical Testing Journal*, 23(1), 36-44.
- Shiklomanov, I. A. (2000). World freshwater resources. *Water*.
- Simpson, M. J., & Clement, T. P. (2003). Theoretical analysis of the worthiness of Henry and Elder problems as benchmarks of density-dependent groundwater flow models. *Advances in Water Resources*, 26(1), 17-31. [https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(02\)00085-4](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(02)00085-4)
- Sivapullaiah, P. V., Sridharan, A., & Stalin, V. K. (2000). Hydraulic conductivity of bentonite-sand mixtures. *Canadian Geotechnical Journal*, 37(2), 406-413. <https://doi.org/10.1139/cgj-37-2-406>
- Sivrikaya, O. (2008). Models of compacted fine-grained soils used as mineral liner for solid waste. *Environmental Geology*, 53(7), 1585-1595. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-1142-7>
- Song, Q., & Yanful, E. K. (2008). Monitoring and modeling of sand-bentonite cover for ARD mitigation. *Water, air, and soil pollution*, 190(1), 65-85.

- Song, Q., & Yanful, E. K. (2010). Effect of channelling on water balance, oxygen diffusion and oxidation rate in mine waste rock with an inclined multilayer soil cover. *Journal of contaminant hydrology*, 114(1-4), 43-63. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169772210000264?via%3Dihub>
- Song, Y.-S., & Hong, S. (2020). Effect of clay minerals on the suction stress of unsaturated soils. *Engineering Geology*, 269, 105571.
- Soulie, M., Montes, P., & Silvestri, V. (1990). Modeling Spatial Variability of Soil Parameters. *Canadian Geotechnical Journal*, 27(5), 617-630. <https://doi.org/10.1139/t90-076>
- Stormont, J. C., & Anderson, C. E. (1999). Capillary barrier effect from underlying coarser soil layer. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 125(8), 641-648. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(1999\)125:8\(641\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(1999)125:8(641))
- Take, W. A., Brachman, R. W. I., & Rowe, R. K. (2015). Observations of bentonite erosion from solar-driven moisture migration in GCLs covered only by a black geomembrane. *Geosynthetics International*, 22(1), 78-92. <https://doi.org/10.1680/gein.14.00033>
- Tinjum, J. M., Benson, C. H., & Blotz, L. R. (1997). Soil-water characteristic curves for compacted clays. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 123(11), 1060-1069. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(1997\)123:11\(1060\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(1997)123:11(1060))
- Ulrich, B., & Coffin, J. (2013). *Considerations for tailings facility design and operation using filtered tailings*. Paste 2013: Proceedings of the 16th International Seminar on Paste and Thickened Tailings (p. 201-210).
- 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.
- Veenstra, M., White, D. J., & Schaefer, V. R. (2005). *Rapid field testing techniques for determining soil density and water content*. Proceedings of the 2005 Mid-Continent Transportation Research Symposium. Ames, IA. Iowa State University (p. 1-13).
- Viklander, P. (1998). Permeability and volume changes in till due to cyclic freeze/thaw. *Canadian Geotechnical Journal*, 35(3), 471-477. <https://doi.org/10.1139/cgj-35-3-471>
- Von Der Hude, N., Melchior, S., & Möckel, S. (1999). *Construction of a capillary barrier in the cover of the Breinermoor landfill*. Seventh International Waste Management and Landfill Symposium (p. 393-402).
- Wang, H., & Anderson, M. (1982). Groundwater modelling with finite difference and finite element methods.
- Webster, R., & Oliver, M. A. (1992). Sample Adequately to Estimate Variograms of Soil Properties. *Journal of Soil Science*, 43(1), 177-192. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1992.tb00128.x>
- Wilson, G., Fredlund, D., & Barbour, S. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*, 34(1), 145-155.
- Wilson, G. W. (1990). *Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems*, University of Saskatchewan].
- Wilson, G. W., Fredlund, D., & Barbour, S. (1994). Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation. *Canadian geotechnical journal*, 31(2), 151-161.
- WMO, G. (1992). International glossary of hydrology.
- WMO, W. (2018). Guide to instruments and methods of observation. *World Meteorological Organization WMO, URL https://library.wmo.int/index.php*.
- Woessner, W. W., & Anderson, M. P. (1996). Good model bad model, understanding the flow modeling process. *Subsurface Fluid-Flow (Ground-Water and Vadose Zone) Modeling*, 1288, 14-23. <https://doi.org/10.1520/STP38376s>

- Woyshner, M. R., & Yanful, E. K. (1995). Modeling and Field-Measurements of Water Percolation through an Experimental Soil Cover on Mine Tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 32(4), 601-609. <https://doi.org/10.1139/t95-062>
- Xue, Q., Zhang, Q., & Liu, L. (2012). Impact of High Concentration Solutions on Hydraulic Properties of Geosynthetic Clay Liner Materials. *Materials*, 5(11), 2326-2341. <https://doi.org/10.3390/ma5112326>
- Yan, W. M., & Zhang, G. H. (2015). Soil-water characteristics of compacted sandy and cemented soils with and without vegetation. *Canadian Geotechnical Journal*, 52(9), 1331-1344. <https://doi.org/10.1139/cgj-2014-0334>
- Yanful, E., & Aubé, B. (1993). Modelling moisture-retaining soil covers. Dans. ENVIRONMENTAL ENGINEERING-CONFERENCE.
- Yanful, E. K. (1993). Oxygen Diffusion through Soil Covers on Sulphidic Mine Tailings. *Journal of Geotechnical Engineering-Asce*, 119(8), 1207-1228. [https://doi.org/10.1061/\(Asce\)0733-9410\(1993\)119:8\(1207\)](https://doi.org/10.1061/(Asce)0733-9410(1993)119:8(1207))
- Yanful, E. K., Woyshner, M., & Aubé, B. (1993). Field evaluation of the effectiveness of engineered soil covers for reactive tailings.
- Yesiller, N., Hanson, J. L., Risken, J. L., Benson, C. H., Abichou, T., & Darius, J. B. (2019). Hydration Fluid and Field Exposure Effects on Moisture-Suction Response of Geosynthetic Clay Liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 145(4), 04019010. [https://doi.org/10.1061/\(Asce\)Gt.1943-5606.0002011](https://doi.org/10.1061/(Asce)Gt.1943-5606.0002011)
- Zheng, B., Wang, J., Feng, T., Wang, W., Zhou, Y., Cao, G., & Wang, Y. (2022). Risk evolution study of tailings dam failures disaster based on DEMATEL-MISM. *Frontiers in Earth Science*, 10, 906486.

ANNEXES

ANNEXE A COURBE DE CALIBRAGE DES SONDES 5TM ET GS3.

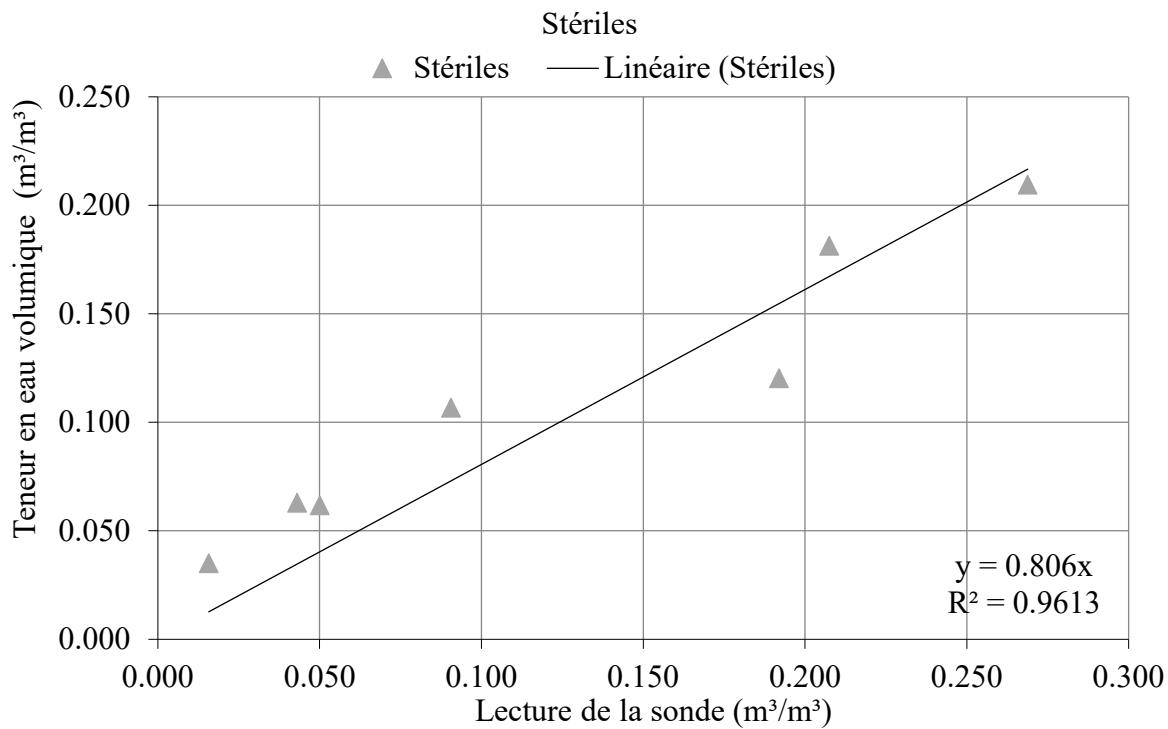


Figure A.1 Courbe de calibrage de la sonde GS3 pour les stériles.

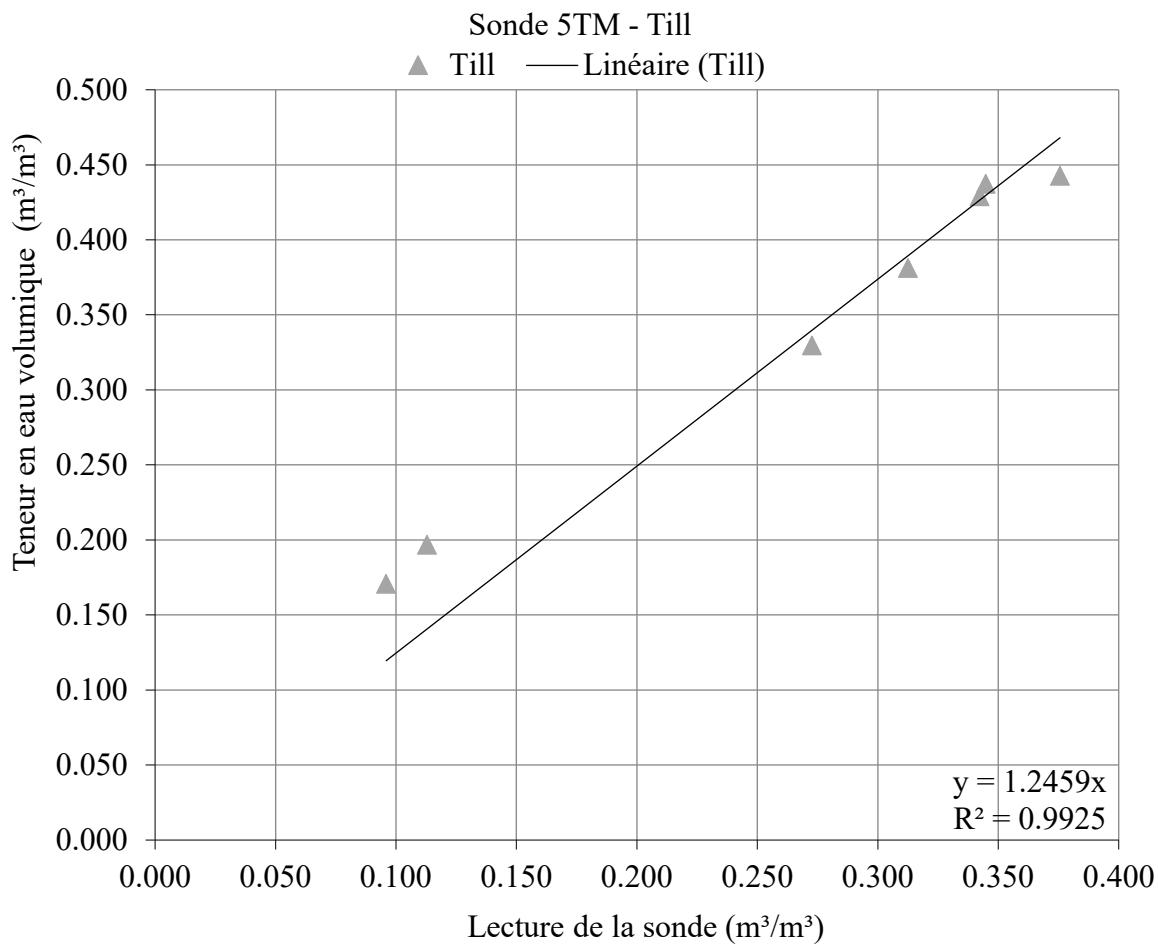


Figure A.2 Courbe de calibrage de la sonde 5TM pour le till.

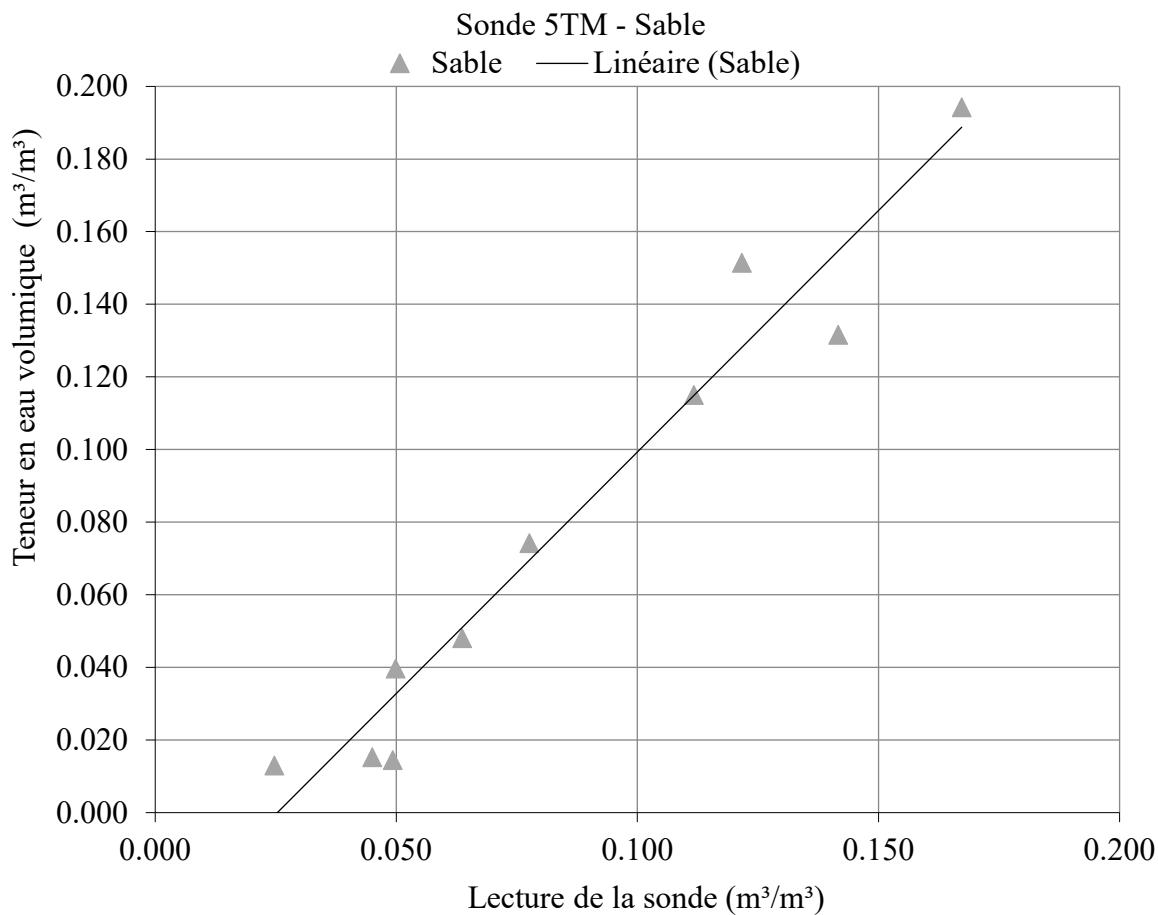


Figure A.3 Courbe de calibrage de la sonde 5TM pour le sable.

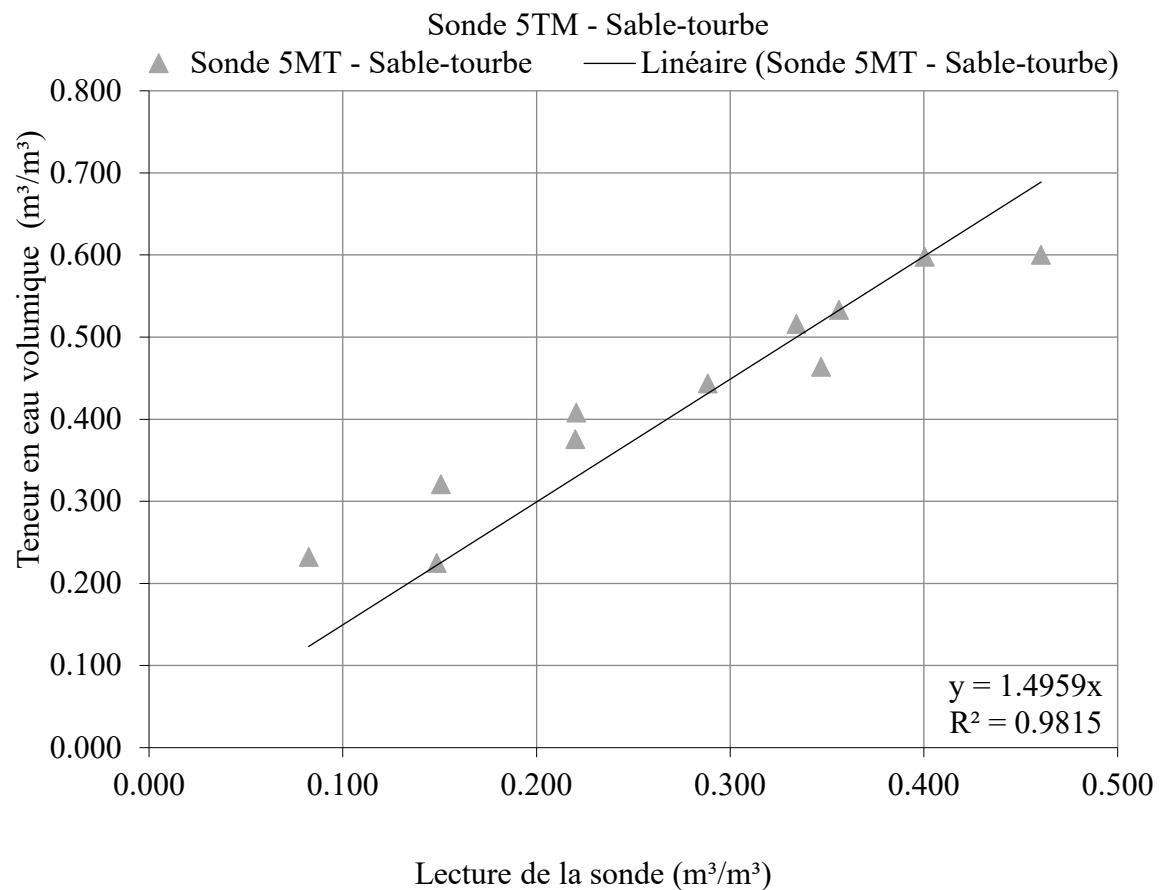


Figure A.4 Courbe de calibrage de la sonde 5TM pour le mélange sable et tourbe.

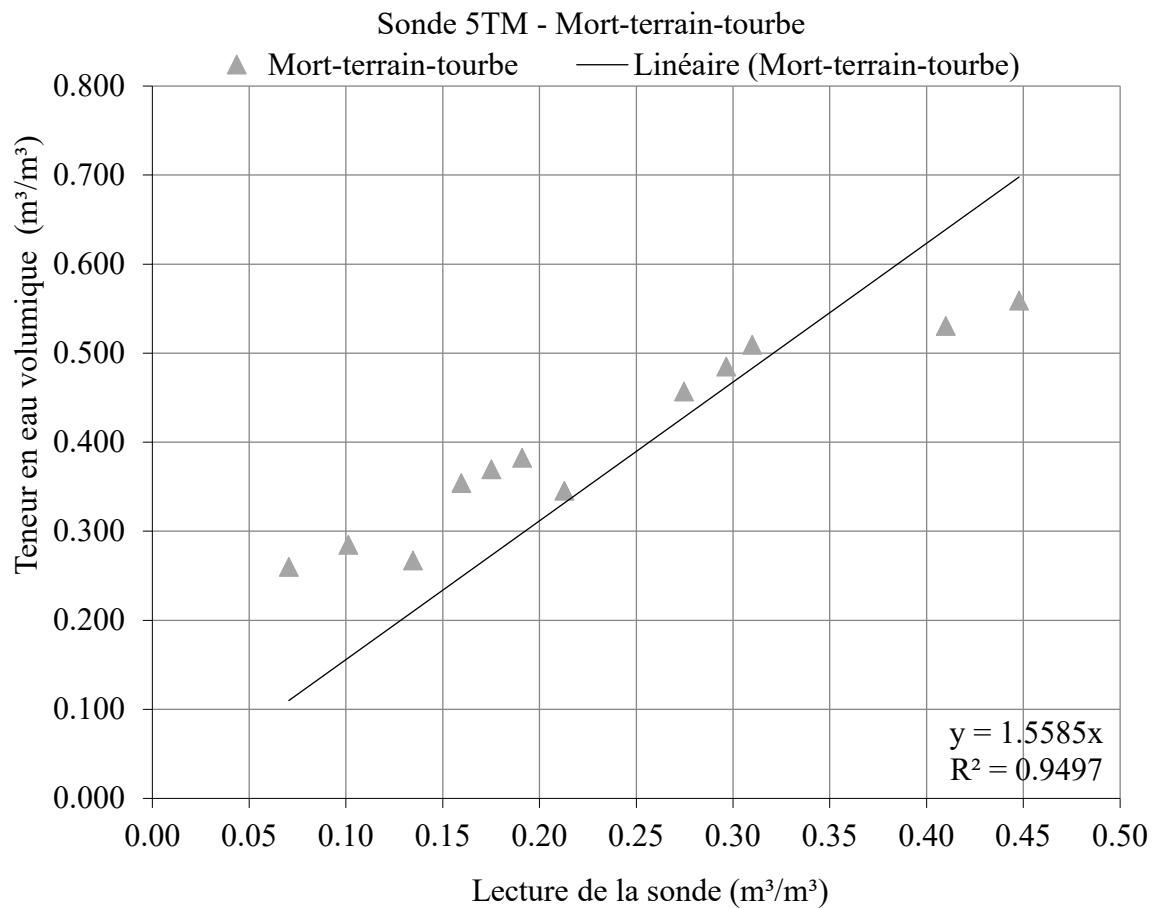


Figure A.5 Courbe de calibrage de la sonde 5TM pour le mélange mort-terrain et tourbe.

ANNEXE B VALEURS RELATIVES À LA TAILLE DES PARTICULES.

Tableau B.1 Granulométrie de la cellule ECLP-1.

ELCP-1					
		Stériles	Till 30-55cm	Sable	Mort-terrain
Paramètre	Unités	Valeur			
$C_U = D_{60}/D_{10}$	-	137.5	5.56	2.91	16,69
$C_C = D_{30}^2/(D_{60} \cdot D_{10})$	-	6.82	0.91	0.73	2,77
D_{10}	µm	160	1.6	165	12,95
D_{20}	µm	1300	2.5	200	42,49
D_{30}	µm	4900	3.6	240	88,10
D_{40}	µm	9000	5	300	134,85
D_{50}	µm	15000	6.6	370	176,88
D_{60}	µm	22000	8.9	480	216,11
D_{70}	µm	30000	11.8	600	254,18
D_{80}	µm	43000	16.5	900	297,59
D_{90}	µm	56000	30	1800	359,64

Tableau B.2 Granulométrie de la cellule ECLP-2.

ELCP-2				
		Till 0-30cm #1	Sable	Stériles
Paramètre	Unités	Valeur		
$C_U = D_{60}/D_{10}$	-	5.42	3	120
$C_C = D_{30}^2/(D_{60} \cdot D_{10})$	-	0.95	0.63	5.93
D_{10}	µm	1.5	160	150
D_{20}	µm	2.5	195	1300
D_{30}	µm	3.5	220	4000
D_{40}	µm	4.6	280	7900
D_{50}	µm	6	330	12000
D_{60}	µm	8.4	480	18000
D_{70}	µm	11.4	700	25000
D_{80}	µm	16.5	1000	32000
D_{90}	µm	30	2000	49000

ANNEXE C INDICES DE TEMPÉRATURE DE L'AIR.

Les indices de température de l'air I_{af} (Indice de gel de l'air) et I_{at} (Indice de dégel de l'air) sont des indices climatiques utilisés pour caractériser le risque de gel et de dégel des sols dans le domaine du génie civil (Andesland et al. 1996, Andersland et Ladanyi, 1994, 2003).

L'indice de gel (I_{af}) est une mesure de la quantité d'énergie thermique nécessaire pour geler le sol à une profondeur donnée. Il est calculé en prenant la somme des températures négatives moyennes quotidiennes pendant une période donnée (équation C.1). Plus l' I_{af} est élevé, plus le sol est sensible au gel. L' I_{af} représente la sévérité du gel pendant une période donnée, généralement la saison hivernale. Il est calculé comme la somme des degrés-jours de gel en dessous de 0°C. Un I_{af} élevé indique un hiver rigoureux avec un risque accru de soulèvement par le gel du sol pouvant endommager les structures.

$$I_{af} = \text{Somme} (0^\circ C - \text{Température moyenne journalière de l'air}) \quad (C.1)$$

L'indice de dégel (I_{at}) est une mesure de la quantité d'énergie thermique nécessaire pour dégeler le sol à une profondeur donnée. Il est calculé en prenant la somme des températures positives moyennes quotidiennes pendant une période donnée (équation C.2). Plus l' I_{at} est élevé, plus le sol est sensible au dégel. L' I_{at} mesure l'intensité du dégel printanier. Il est calculé comme la somme des degrés-jours au-dessus de 0°C pendant la période de dégel.

$$I_{at} = \text{Somme} (\text{Température moyenne journalière de l'air} - 0^\circ C) \quad (C.2)$$

Un I_{at} élevé signifie un dégel rapide et important, pouvant entraîner des problèmes de stabilité des sols, d'érosion et de drainage inadéquat. Ces indices permettent d'évaluer les conditions climatiques rigoureuses afin de concevoir des structures en sols gélifs de manière appropriée pour résister aux effets du gel-dégel.

Le tableau C.1 présente les valeurs de I_{at} et I_{af} calculées selon la température de l'air. À noter que 2016 et 2020 étaient des années bissextiles.

Tableau C.3 Résultat des valeurs de I_{at} et I_{af} .

Temps	I_{at}		I_{af}	
	Données T_{air}	Fonction T_{air}	Données T_{air}	Fonction T_{air}
2015	1841,7	3591,5	-2319,2	-3883,6
2016	2022,7	3591,5	-2418,6	-3912,9
2017	1905,7	3591,5	-2235,0	-3883,6
2018	1668,1	3591,5	-2597,2	-3883,6
2019	1807,4	3591,5	-2427,0	-3883,6
2020	1885,1	3591,5	-2235,5	-3912,9
2021	2205,4	3591,5	-1897,9	-3883,6
2022	2036,4	3591,5	-2271,2	-3883,6
2023	2283,3	3591,5	-1805,1	-3883,6

ANNEXE D DONNÉES DE PERCOLATION UTILISÉES POUR LE BILAN HYDRIQUE.

Tableau D.4 Données sur les précipitations utilisées dans le bilan hydrique.

Précipitation (mm)	2017	2018	2019	2020
Août	71	68.3	99.00	114.70
Septembre	76	96.6	80.70	145.30
Octobre	133	75.1	42.80	51.60
Novembre	84	42.9	63.84	70.89
Total	364	283	286	382

Tableau D.5 Données de ruissellement et de percolation pour la cellule ELCP-1.

ELCP-1	2017	2018	2019	2020
Ruisseaulement (mm)	0.65	3.67	0.00	3.99
Percolation (mm)	7.94	0.07	0.00	0.02

Tableau D.6 Données de ruissellement et de percolation pour la cellule ELCP-2.

ELCP-2	2017	2018	2019	2020
Ruisseaulement (mm)	28.0	14.37	9.47	0
Percolation (mm)	7.34	0	0.02	0.39

ANNEXE E DONNÉES DE VARIATION DU STOCKAGE UTILISÉES POUR LE BILAN
HYDRIQUE

Tableau E.7 Données utilisées pour calculer le stockage.

ELCP-1	2017	2018	2019	2020
Stockage (ΔS) (mm)	12	21	45	30
ELCP-2	2017	2018	2019	2020
Stockage (ΔS) (mm)	10	40	21	20

ANNEXE F DIAGRAMME EN BOÎTE DE LA TEMPÉRATURE.

Introduction à la représentation graphique en boîte (*box plots*)

Dans IBM SPSS Statistics, voici les principaux paramètres d'un graphique en boîte (box plot) :

1. Boîte (Box)

Représente l'intervalle interquartile, qui contient 50% des valeurs centrales de la distribution. Les bords inférieur et supérieur de la boîte représentent respectivement le 25ème percentile (Q1) et le 75ème percentile (Q3).

- La boîte représente l'intervalle interquartile (IQR), contenant 50% des valeurs centrales.
- Les bords inférieur et supérieur de la boîte représentent respectivement le 25ème percentile (Q1) et le 75ème percentile (Q3).

2. Trait de la médiane (Median Line)

- Un trait horizontal à l'intérieur de la boîte représente la médiane (50ème percentile).

3. Moustaches (Whiskers)

- Moustache inférieure (Lower Whisker) : S'étend du bord inférieur de la boîte jusqu'à la plus petite valeur, sans dépasser la limite inférieure.
- Moustache supérieure (Upper Whisker) : S'étend du bord supérieur de la boîte jusqu'à la plus grande valeur, sans dépasser la limite supérieure.

4. Limites (Fences)

- Limite inférieure = $Q1 - 1,5 * IQR (Q1 - 1,5 * (Q3 - Q1))$
- Limite supérieure = $Q3 + 1,5 * IQR (Q3 + 1,5 * (Q3 - Q1))$

5. Valeurs aberrantes (Outliers)

- Cercles (o) : Valeurs légèrement aberrantes, entre 1,5 et 3 IQR au-delà des limites.
- Astérisques (*) : Valeurs extrêmement aberrantes, au-delà de 3 IQR des limites.
- Légères (Mild) : Représentées par un petit cercle, situées entre 1,5 et 3 fois l'écart interquartile au-delà des limites.

- Extrêmes (Extreme) : Représentées par un astérisque, situées au-delà de 3 fois l'écart interquartile.

6. Options supplémentaires

- Coefficients des moustaches et limites ajustables (par défaut 1,5)
- Styles de boîte, moustaches, médiane et valeurs aberrantes personnalisables

Le box plot dans SPSS Statistics permet de visualiser rapidement la distribution, la symétrie, les valeurs aberrantes et de comparer facilement plusieurs groupes sur un même graphique.

Voici une figure F.6 expliquant les différents paramètres d'un diagramme en boîte (box plot) dans IBM SPSS Statistics:

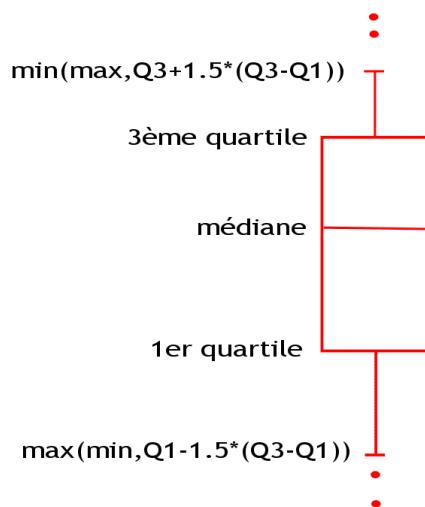


Figure F.6 Représentation d'un diagramme en boîte.

- La boîte représente l'intervalle interquartile (IQR) contenant 50% des valeurs centrales, avec les bords inférieurs et supérieurs représentant respectivement le 25ème (Q1) et 75ème (Q3) percentiles.
- Le trait à l'intérieur de la boîte représente la médiane (50ème percentile).
- Les moustaches s'étendent de chaque côté de la boîte jusqu'aux valeurs maximales/minimales non aberrantes.

- Les limites inférieure et supérieure définissent les valeurs aberrantes, situées par défaut à $1,5 \times \text{IQR}$ au-delà des quartiles.
- Les points individuels représentent les valeurs aberrantes légères (o) et extrêmes (*).

Cette représentation visuelle permet d'identifier rapidement la distribution des données, sa symétrie, sa dispersion et la présence de valeurs aberrantes.

La figure F.7 montre les diagrammes en boîte de la température pour la période non gelée entre 2017 et 2020 pour les quatre stations (A, B, C et D) de la cellule ELCP-1 et les cinq matériaux (mort-terrain - 25 cm, sable - 65 cm, till“ - 90 cm, till - 150 cm et stériles - 175 cm) la variabilité (le point à l'intérieur de la boîte). On constate que les valeurs à la station A pour le matériau stériles - 175 cm pour 2018 et till - 150 cm en 2019 présentent des valeurs aberrantes. Cependant, en fonction de la profondeur, les valeurs de température des matériaux de surface, tels que les morts-terrains, sont plus élevées que celles des matériaux situés dans des couches plus profondes sous le niveau du sol.

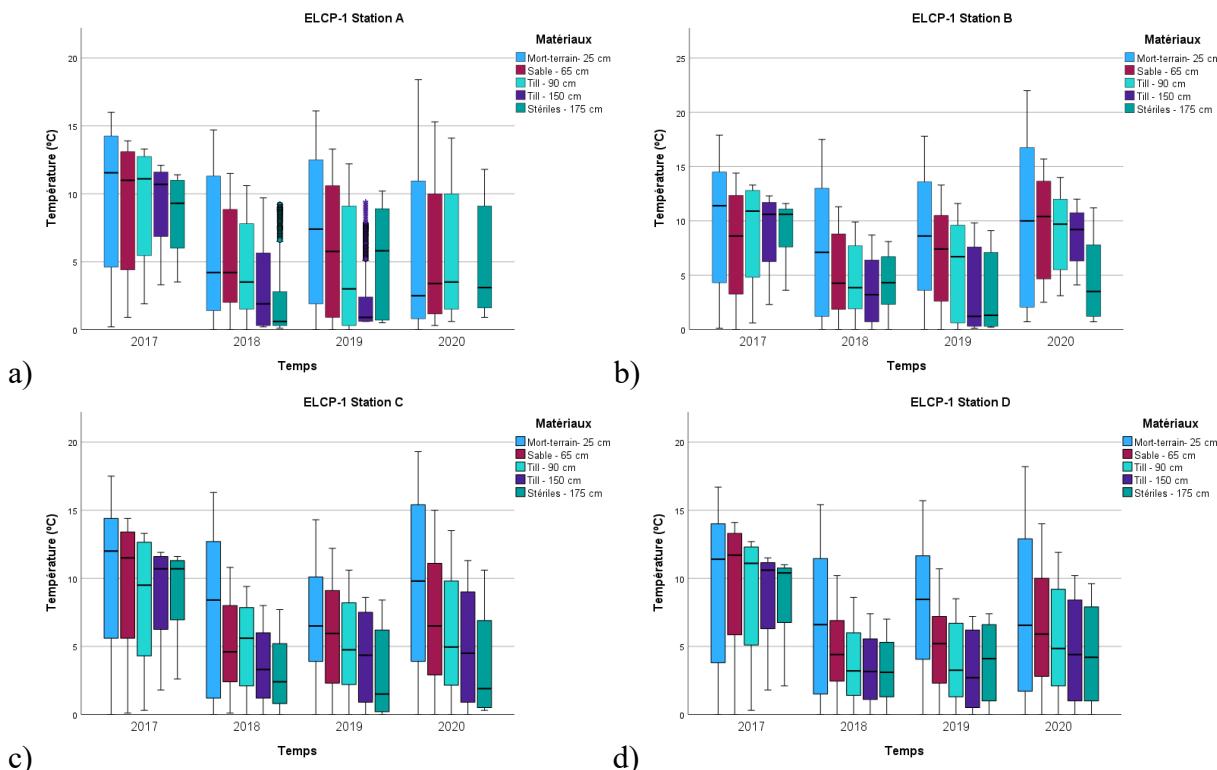


Figure F.7 Résultats de température – (°C) pour la période non gelée pour la cellule ELCP-1. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.

La figure F.8 montre les diagrammes en boîte de la température pour la période non gelée entre 2017 et 2020 pour les quatre stations (A, B, C et D) de la cellule ELCP-2 et les cinq matériaux (sable-tourbe - 25 cm, sable - 35 cm, till 60 cm, till 120 cm et stériles - 145 cm). Il est possible de noter l'uniformité des valeurs de température, cependant en 2017 à la station C pour les stériles il y a des valeurs aberrantes. Les valeurs du till - 120 cm à la station B en 2020 sont inférieures à celles de toutes les années et de toutes les autres stations.

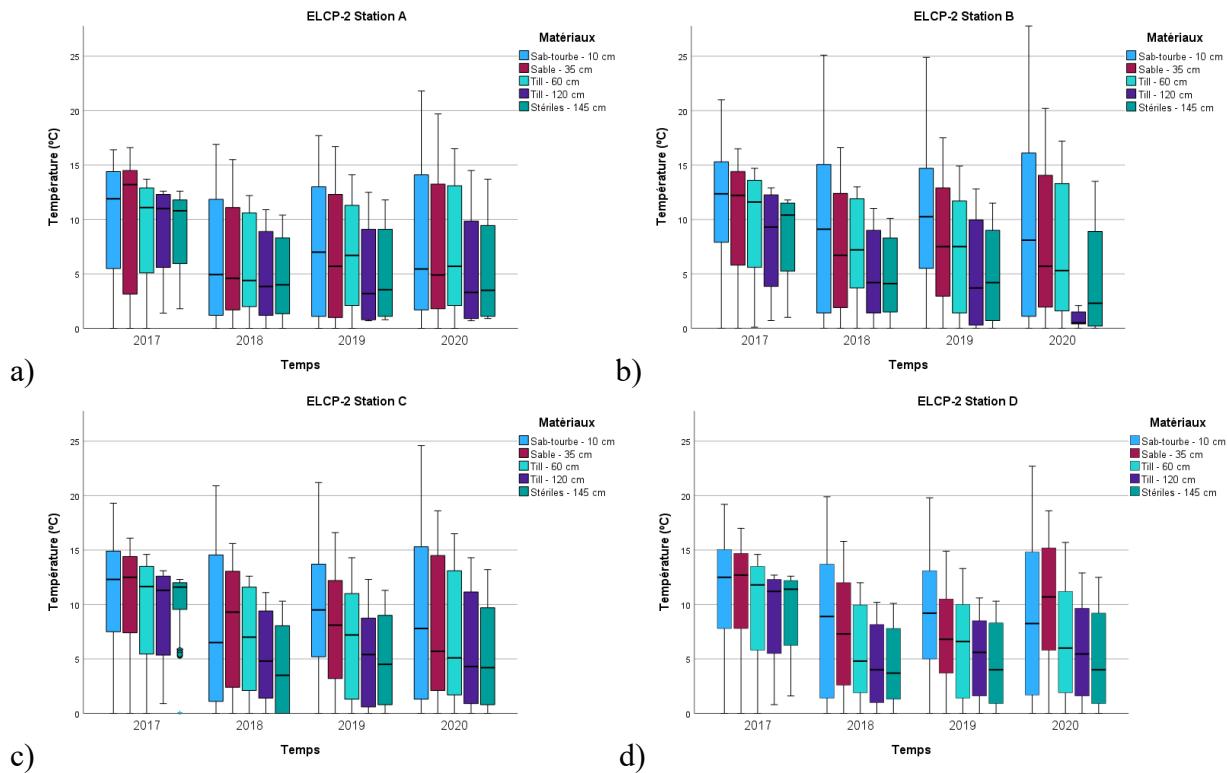


Figure F.8 Résultats de température – (°C) pour la période non gelée pour la cellule ELCP-2. a) Station A. b) Station B. c) Station C. d) Station D.

ANNEXE G DONNÉES UTILISÉES POUR CALCULER LE FLUX D'OXYGÈNE.

Tableau G.8 Données utilisées pour calculer le flux d'oxygène.

Cellule	Station	Teneur en eau (θ_w)			Porosité (n)		
		Till - 90 cm	Till - 150 cm	Moyenne	Till - 90 cm	Till - 150 cm	Moyenne
ELCP-1	A	0,35	0,36	0,36	0,39	0,39	0,39
	B	0,38	0,39	0,39	0,41	0,41	0,41
	C	0,41	0,40	0,41	0,44	0,44	0,44
	D	0,43	0,44	0,44	0,47	0,47	0,47
ELCP-2	Station	Till - 60 cm	Till - 120 cm	Moyenne	Till - 60 cm	Till - 120 cm	Moyenne
	A	0,25	0,26	0,26	0,28	0,28	0,28
	B	0,33	0,32	0,33	0,34	0,34	0,34
	C	0,38	0,37	0,38	0,41	0,41	0,41
	D	0,41	0,40	0,41	0,44	0,44	0,44
Cellule	Station	Saturation (S_r)			D_e (m^2/s)		
		Till - 90 cm	Till - 150 cm	Moyenne	Till - 90 cm	Till - 150 cm	Moyenne
ELCP-1	A	0,90	0,92	0,91	$4,60 \times 10^{-9}$	$1,92 \times 10^{-9}$	$3,26 \times 10^{-9}$
	B	0,93	0,95	0,94	$1,74 \times 10^{-9}$	$5,18 \times 10^{-9}$	$1,13 \times 10^{-9}$
	C	0,93	0,91	0,92	$1,52 \times 10^{-9}$	$3,26 \times 10^{-9}$	$2,39 \times 10^{-9}$
	D	0,91	0,94	0,93	$3,17 \times 10^{-9}$	$1,33 \times 10^{-9}$	$2,25 \times 10^{-9}$
ELCP-2	Station	Till - 60 cm	Till - 120 cm	Moyenne	Till - 60 cm	Till - 120 cm	Moyenne
	A	0,89	0,93	0,91	$3,71 \times 10^{-9}$	$1,08 \times 10^{-9}$	$2,39 \times 10^{-9}$
	B	0,97	0,94	0,96	$1,02 \times 10^{-9}$	$7,40 \times 10^{-10}$	$4,21 \times 10^{-10}$
	C	0,93	0,90	0,91	$1,74 \times 10^{-9}$	$4,16 \times 10^{-9}$	$2,95 \times 10^{-9}$
	D	0,93	0,91	0,92	$1,52 \times 10^{-9}$	$3,62 \times 10^{-9}$	$2,57 \times 10^{-9}$