



BIBLIOTHÈQUE

CÉGEP DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Influence de la végétalisation sur le bilan hydrique d'un recouvrement
barrière à l'oxygène utilisé pour contrôler le drainage minier acide**

HODA ARABYARMOHAMMADI

Département des génies civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie minéral

Août 2024

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Cette thèse intitulée :

**Influence de la végétalisation sur le bilan hydrique d'un recouvrement
barrière à l'oxygène utilisée pour contrôler le drainage minier acide**

présentée par **Hoda ARABYARMOHAMMADI**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

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

Carlos OVALLE, président

Marie GUITTONNY, membre et directrice de recherche

Isabelle DEMERS, membre et codirectrice de recherche

Mamert MBONIMPA, membre

Christian MAURICE, membre externe

DÉDICACE

À mon précieux Aryo.

REMERCIEMENTS

Un merci très spécial à ma directrice de recherche, Marie Guittonny, qui a su me guider et me soutenir tout au long du projet.

Je tiens également à exprimer ma gratitude envers ma co-directrice de recherche, Isabelle Demers, pour sa disponibilité, son appui et ses exceptionnels conseils qui m'ont aidé à mener ce projet à son terme.

J'aimerais remercier l'IAMGOLD Corporation qui nous a permis d'accéder au site Westwood pour la réalisation de ce projet. J'aimerais remercier aussi toute l'équipe de l'URSTM pour leur soutien lors des suivis sur le terrain.

Je tiens à exprimer ma gratitude envers les membres du jury : Carlos Ovalle de Polytechnique Montréal, Christian Maurice de l'Université de technologie de Luleå et Mamert Mbonimpa de l'UQAT, qui ont accepté d'évaluer cette thèse et qui participent à son amélioration.

Pour terminer et non le moindre, je tiens à remercier du plus profond de mon cœur toute ma famille qui a toujours cru en moi.

RÉSUMÉ

Les recouvrements avec nappe phréatique surélevée (NPS) font partie des diverses méthodes développées ces dernières décennies pour contrôler le drainage minier acide associé aux installations de stockage de résidus miniers. L'efficacité et le bilan hydrique de ces systèmes de recouvrement sont étroitement liés. La végétation est connue comme un élément interférant sur le bilan hydrique des recouvrements en influençant des processus tels que l'évapotranspiration et la rétention d'humidité dans les matériaux du recouvrement, en pompant l'eau à travers les racines et en modifiant les propriétés des matériaux colonisés. La présente étude visait à évaluer l'impact de la colonisation racinaire de deux types de végétation (plantes herbacées et ligneuses) sur le bilan hydrique et les propriétés hydrogéologiques de différentes configurations de recouvrement NPS dans un contexte de climat humide. L'étude a été réalisée à l'aide de six cellules expérimentales de type lysimètres volumiques en forme de pyramides tronquées inversées, avec une couche de 1 m de résidu générateur d'acide au fond, recouverte d'une couche de 0,5 m d'épaisseur de résidu silteux désulfurés comme couche de barrière à l'oxygène (couche fonctionnelle), puis d'une couche de mort-terrain non argileux à grains fins de 0,3 m d'épaisseur en surface. Le premier objectif était d'évaluer l'effet de différents types de végétation et de l'ajout de couches de matériaux supplémentaires sur le bilan hydrique de ce système de recouvrement pendant la saison de croissance. À cette fin, le bilan hydrique a été mesuré sur cinq cellules, incluant une cellule témoin sans végétation, et quatre cellules végétalisées (une avec herbacées agronomiques et trois avec saule à croissance rapide). Parmi les trois cellules plantées de saules, deux comportaient une couche supplémentaire (sable ou boues de traitement des eaux acides – HDS) entre mort-terrain et résidus désulfurés. Les données hydrogéologiques (teneur en eau et succion dans les couches, position de la nappe phréatique dans les cellules) et les données de précipitations ont été collectées au cours de trois saisons de croissance successives après la végétalisation (c.a.d. 2019, 2020 et 2021). L'évolution de la végétation aérienne et souterraine a également été surveillée. Il a été constaté que pour tous les scénarios testés, l'évapotranspiration était la principale composante du bilan hydrique, avec une part de 79 à 98 % des précipitations cumulées. La végétation herbacée s'est avérée fournir une option plus sûre pour la performance du recouvrement que la végétation ligneuse, gardant les résidus Goldex plus saturés pendant toute la période d'étude (le degré de saturation moyen, $0.6 < S_r < 1$) et la nappe phréatique plus haut dans la cellule (principalement dans la couche de résidus Goldex). Cependant, en présence de saules, la nappe phréatique se trouvait la plupart du temps

dans la couche de résidus réactifs Doyon et le S_r dans la couche de résidus Goldex variait entre 0.4-0.9. L'augmentation de l'épaisseur du système de recouvrement en ajoutant une couche de boues HDS à grains fins au-dessus de la couche fonctionnelle a stimulé la croissance des saules, abaissé la position de la nappe phréatique ainsi que le S_r dans les résidus Goldex. L'ajout d'une couche de bris capillaire à grains grossiers a augmenté la part de percolation.

L'étude visait en deuxième lieu à étudier tout lien possible entre les paramètres racinaire et les propriétés hydrogéologiques de la couche de recouvrement faite de résidus désulfurés. Un suivi sur le terrain a été menée à cet effet en utilisant les six cellules expérimentales. Des carottes non perturbées ont été collectées dans la couche fonctionnelle du recouvrement en 2020 et 2021, respectivement, ainsi que des échantillons consécutifs de matériaux à profondeur croissante pour caractériser la densité de colonisation racinaire. Les paramètres racinaires, tels que la densité de longueur des racines (RLD), et les propriétés hydrogéologiques (conductivité hydraulique saturée et courbe de rétention en eau) ont été mesurés sur les carottes non perturbées afin d'évaluer les relations possibles entre les deux catégories de variables. Des tranchées d'observation des racines ont également été creusées dans chaque cellule afin de mieux analyser les profils de densité et d'occurrence des racines visibles à l'œil nu. Au cours de la période d'étude, les racines des plantes herbacées et ligneuses ont principalement colonisé la couche supérieure de mort-terrain de la cellule (>86 % de racines visibles) et ont à peine occupé la couche fonctionnelle du recouvrement (moins de 10 % de racines visibles). À la fin de la période d'étude de quatre ans, le comportement hydrogéologique de la couche fonctionnelle dans toutes les cellules avec/sans végétation/couches de matériau supplémentaires s'est avéré similaire sans aucun impact significatif des racines sur les principales variables hydrogéologiques contrôlant l'efficacité du recouvrement.

Dans la dernière partie de cette étude, un modèle hydrogéologique a été développé et calibré en utilisant les propriétés hydrogéologiques mesurées comme entrées du modèle. Ce modèle calibré a ensuite été utilisé pour des prédictions de la performance de la technique sous les effets potentiels du changement climatique (climat projeté pour la fin du siècle) et de l'évolution de la végétation (conditions forestières futures anticipées) à l'aide de simulations numériques SEEP/W. Le modèle hydrogéologique a été calibré avec comme sorties les percolations mesurées sur le terrain et les valeurs de S_r dans les couches de recouvrement de trois cellules, dont la cellule témoin avec une couche de mort-terrain et les deux autres cellules de configuration similaire comparant différents types de végétation. Les ratios entre l'évapotranspiration cumulée (E) et la percolation cumulée (P),

entre E et les précipitations cumulées (R) et entre P et R ont été calculés pour analyser les résultats. Selon les simulations, si la végétation actuelle persistait, le scénario de changement climatique sélectionné entraînerait des ratios E/R et P/R plus élevés pour toutes les cellules, avec une recharge et un niveau plus élevé de la nappe phréatique par les précipitations; le recouvrement s'est avéré efficace pendant la majeure partie de la saison de croissance. En considérant la végétation forestière future combinée au climat actuel, un E plus élevé et un P plus faible que celles avec végétation actuelle (E/R = 98,6 %, P/R = 0 %) et une perte de performance du recouvrement ont été prédits (S_r dans la couche du résidu Goldex < 85 % et niveau phréatique inférieur à la valeur d'entrée d'air des résidus réactifs). Enfin, la combinaison du changement climatique au scénario de végétation de fin de succession n'a pas modifié de manière significative les résultats du modèle par rapport à la végétation de fin de succession sans changement climatique. Cette étude préliminaire et exploratoire a indiqué que les impacts à long terme de la végétation sur le bilan hydrique et la performance des systèmes de recouvrement de type NPS devraient être pris en compte dans les conceptions futures et surveillés après construction. Il est recommandé d'utiliser l'approche méthodologique combinant modèles physiques et numériques avec végétation pour mieux intégrer celle-ci dans la conception des systèmes de recouvrement.

ABSTRACT

Covers with an elevated water table (EWT) are among the various reclamation methods developed in recent years devoted to control acid mine drainage from tailings storage facilities. The efficiency and the water balance of these cover systems are closely interrelated. Vegetation is known as an interfering component on the water balance of covers by influencing processes such as evapotranspiration and soil moisture retention in the cover by pumping water through the roots and modifying the properties of the colonized material. The present study aimed to evaluate the impact of root colonization of two types of vegetation (seeded herbaceous and planted willows) on the water balance and the hydrogeological properties of a EWT cover in context of a humid climate. The study was carried out using six experimental cells in form of inverse truncated pyramidal lysimeters with a basic design of 1 m of acid-generating residue at the bottom, covered with a 0.5 m-thick layer of desulphurized silty residue as the functional layer of the cover and covered with 0.3 m-thick fine-grained non-clayey overburden. One of the main objectives was to evaluate the effect of different types of vegetation and additional layers on the water balance of this type of cover. For this purpose, water balance was measured for five cells including the control cell with an overburden top layer, and the remaining four vegetated cells. Hydrogeological (moisture content and suction in layers, water table positions in cells), and precipitation data collected throughout three successive growing seasons after revegetation (i.e. 2019, 2020, and 2021). Above- and below-ground vegetation developments were also monitored. It was found that for all tested scenarios, the evapotranspiration was the main water balance component with 79–98% share of the total precipitated water. Herbaceous vegetation was found to provide much safer support for the cover performance than woody vegetation, keeping the Goldex tailings more saturated during the whole study period (the mean degree of saturation, $0.6 < S_r < 1$) and the water table higher in the cell (mainly in the Goldex tailings layer). However, in the presence of willows, the water table was mostly in the Doyon reactive tailings layer and the S_r in the Goldex tailings layer varied between 0.4–0.9. Elevating the thickness of the layer above the functional layer by adding a layer of fine-grained HDS sludge, stimulated willow growth, lowered the water table position as well as the S_r in the Goldex tailings. Adding a coarse-grained capillary break layer increased the share of percolation. The study also aimed at investigating any possible link between root characteristics and hydrogeological properties of the cover layer. The four-year field investigation for this purpose was conducted using all six experimental cells. Consecutive and undisturbed cores were collected

from the cover's functional layer in 2020 and 2021, respectively. Root parameters, such as root length density, and hydrogeological properties were measured on the core samples to assess the possible relationships between the two categories of variables. Root observation trenches were also cut in each cell to better analyze the root density and occurrence profiles. Within the period of the study, both herbaceous and woody vegetation roots mostly colonized the top overburden layer of the cell (>86% visible roots) and barely occupied the functional layer of the reclamation cover (less than 10% visible roots). The observed maximum desorption rates for the functional layer were lower than the predicted values, which could be a short-term effect of the fine roots. At the end of the four-year study period, the hydrogeological behavior of the functional layer in all cells with/without vegetation/additional soil layers were found to be similar with no significant impact of roots on the main hydrogeological variables controlling the cover's efficiency.

As the final part of this study, a hydrogeological model was developed and calibrated using the root-modified hydrogeological properties as an input and was further used for predictions on the performance of the technique under the effects of climate change and those of the vegetation evolution. For the predictions, the effects of end-of-century projected climate and anticipated future forest conditions on water balance of the cover were analyzed using SEEP/W numerical simulations. The hydrogeological model was calibrated with field percolations and S_r values in cover layers of three cells, including the control cell with an overburden layer and two other cells with similar configuration comparing different vegetation types. Ratios of cumulative evapotranspiration (E) to cumulative percolation (P), E to cumulative rainfall (R), and P to R were calculated to analyze the outputs. According to the simulations, if the current vegetation persisted, climate change led to higher E/R and P/R ratios for all the cells, resulting in higher recharge of the water table by precipitation; the cover was found to be efficient for most of the growing season. Considering the ultimate forest vegetation under the current climate, higher E and lower P than current conditions (E/R = 98.6%, P/R = 0%) and loss of performance of the cover were predicted ($S_r < 85\%$ and phreatic level below the air entry value of reactive tailings). Finally, adding climate change to late successional vegetation scenarios did not significantly change the model outputs compared to late vegetation only. This preliminary and exploratory study indicated that long-term vegetation impacts on the water budget and performance of EWT covers should be closely considered and monitored in future designs. It is recommended to use the methodological approach

combining physical and numerical models with vegetation to better integrate it into the design of covering systems.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE..... III

REMERCIEMENTS..... IV

RÉSUMÉ..... V

ABSTRACT VIII

TABLE DES MATIÈRES XI

LISTE DES TABLEAUX..... XVII

LISTE DES FIGURES..... XIX

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XXII

LISTE DES ANNEXES..... XXV

CHAPITRE 1 INTRODUCTION GÉNÉRALE..... 1

 1.1 La production de drainage minier acide..... 1

 1.2 Contrôle du drainage minier acide 2

 1.3 Végétation et effets possibles sur la performance de systèmes de recouvrement..... 3

 1.4 Objectifs généraux..... 4

 1.5 Organisation de la thèse 4

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE..... 6

 2.1 Couvertures de type barrière à l'oxygène 6

 2.1.1 Couvertures avec une nappe phréatique surélevée..... 6

 2.2 Le bilan hydrique et ses composantes 8

 2.2.1 Composante évapotranspiration 9

 2.2.2 Stockage d'eau dans le sol 14

 2.2.3 Percolation..... 14

 2.2.4 Ruissellement 14

2.3	Utilisation de lysimètres pour la mesure de la percolation	15
2.4	Modélisation numérique pour l'évaluation des systèmes de recouvrement	16
2.4.1	Le modèle numérique SEEP/W.....	17
2.4.2	Paramètres de la végétation.....	22
2.5	Revue des études précédentes sur la conception des recouvrements de type barrière à l'oxygène	30
2.6	Végétation et bilan hydrique des systèmes de recouvrement.....	42
2.6.1	Comparaison des effets des plantes herbacées et ligneuses sur le bilan hydrique .	48
2.6.2	Racines et modifications des propriétés des matériaux.....	50
2.6.3	Intégration des effets de la végétation dans la modélisation du bilan hydrique des systèmes de recouvrement.....	55
2.7	Hypothèses de l'étude.....	57
2.8	Objectifs de l'étude	58
CHAPITRE 3 MATÉRIELS ET MÉTHODES.....		60
3.1	Conception des cellules expérimentales.....	60
3.2	Instrumentation et mesures de bilan hydrique.....	62
3.3	Campagnes d'échantillonnage, préparation des échantillons et mesures	65
3.3.1	Étude de survie des plantes et de colonisation des racines	65
3.3.2	Étude hydrogéologique	67
3.4	Modélisation numérique.....	70
3.4.1	Les propriétés des matériaux et les paramètres de végétation calibrés comme entrées du modèle	71
3.4.2	Étude des effets du changement climatique	72
3.4.3	Scénario de végétation de fin de succession	73

CHAPITRE 4	ARTICLE 1 : INFLUENCE OF VEGETATION AND ADDITIONAL SURFACE LAYERS ON THE WATER BALANCE OF A RECLAMATION COVER WITH ELEVATED WATER TABLE.....	74
4.1	Abstract	74
4.2	Introduction.....	75
4.3	Materials and methods	79
4.3.1	Site description.....	79
4.3.2	Cells configuration and materials used	80
4.3.3	Vegetation design.....	81
4.3.4	Cell instrumentation and water balance measurements	82
4.3.5	Regular field monitoring.....	84
4.4	Results.....	85
4.4.1	Hydrogeological behavior.....	85
4.4.2	Above-ground and below-ground vegetation development.....	91
4.5	Discussion	93
4.5.1	Effect of vegetation on the relative share of water balance components	93
4.5.2	Effect of using different vegetation type for the revegetation cover.....	94
4.5.3	Effect of using an additional layer between the overburden and the functional layer (Goldex tailings).....	95
4.6	Conclusions	97
CHAPITRE 5	ARTICLE 2 : ROOT COLONIZATION EFFECTS ON THE KEY HYDROGEOLOGICAL PROPERTIES OF A RECLAMATION COVER WITH AN ELEVATED WATER TABLE.....	99
5.1	Abstract	99
5.2	Introduction.....	100

5.3	Materials and methods	102
5.3.1	Study site	102
5.3.2	Cell configuration	102
5.3.3	Vegetation design	104
5.3.4	Sampling and lab measurements	105
5.4	Results and discussion	107
5.4.1	Grain size analysis	107
5.4.2	Root colonization in the experimental cells	108
5.5	Conclusions	115
CHAPITRE 6 ARTICLE 3 : NUMERICAL SIMULATION OF THE EFFECTS OF CLIMATE CHANGE AND LATE SUCCESSIONAL VEGETATION ON THE WATER BALANCE OF A COVER WITH AN ELEVATED WATER TABLE		117
6.1	Abstract	117
6.2	Introduction	118
6.3	Materials and methods	120
6.3.1	Field setup and measurements	120
6.3.2	Numerical model and boundary conditions	122
6.3.3	Calibration and validation of the model	126
6.3.4	Climate change (CC) scenario	127
6.3.5	Late successional vegetation (LV) scenario	128
6.4	Results and discussion	129
6.4.1	Calibration and validation of the numerical simulations	129
6.4.2	Effect of CC on the water balance (CC scenario)	131
6.4.3	Effect of late successional vegetation on the water balance (LV scenario)	134

6.4.4	Combined effects of CC and late successional vegetation on the water balance (CCLV scenario)	137
6.5	Conclusions	138
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE		140
7.1	Développements méthodologiques	140
7.1.1	Analyses couplées racines et hydrogéologie sur échantillons non perturbés	140
7.1.2	Approche séquentielle pour l'intégration des paramètres de végétation dans la modélisation numérique	142
7.1.3	Approche globale pour étudier l'effet de la végétation sur le bilan hydrique et la performance de systèmes de recouvrement	144
7.2	Comparaison des prédictions des composants du bilan hydrique avec un scénario de changement climatique extrême	145
7.3	Incertitudes de l'étude	148
7.4	Défis de l'étude	149
7.4.1	Accumulation d'eau stagnante au-dessus des cellules témoins	150
7.4.2	Perte de sondes	150
7.4.3	Cellule de référence végétation	151
7.4.4	Mesures de percolation	151
7.4.5	Les défis associés à la mise au point d'une méthode d'échantillonnage d'échantillons non perturbés pour les analyses couplées des propriétés hydrogéologiques et des paramètres racinaires	152
CHAPITRE 8 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS		157
8.1	Conclusions	157
8.1.1	Influences de la végétation sur le bilan hydrique d'un recouvrement à nappe phréatique surélevée (chapitre 4)	158

8.1.2	Effets de la végétation sur les propriétés hydrogéologiques clés d'un recouvrement à nappe phréatique surélevée (chapitre 5)	159
8.1.3	Modélisation du bilan hydrique d'un recouvrement avec nappe phréatique surélevée (chapitre 6)	159
8.2	Recommandations	160
RÉFÉRENCES		162
ANNEXE A PRINCIPES FONDAMENTAUX SOUS-JACENTS À LA DISTRIBUTION DE L'EAU DANS LE SOL		201
ANNEXE B ARTICLE 4 : A METHODOLOGICAL APPROACH TO STUDY THE IMPACT OF VEGETATION ON RECLAMATION COVER PERFORMANCE USING EXPERIMENTAL CELLS		212
B.3.1	Installation and Instrumentation of the Experimental Cells	214
B.3.3	Field Data Collection and Calculation of Water Balance components	216
B.3.4	Plant survival monitoring, LAI measurement, and root observation trenches	217
B.3.5	Specific sampling campaign to evaluate rooting behavior across the cover depth	219

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Paramètres d'entrée dans le modèle pour un matériau saturé/non saturé (Geo-Slope, 2018).....	18
Tableau 2.2 Entrées pour les conditions frontières LCI dans SEEP/W (Geo-Slope, 2018)	21
Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène	34
Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite).....	35
Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite).....	36
Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite).....	37
Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite).....	38
Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite).....	39
Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite).....	40
Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite).....	41
Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite).....	42
Tableau 2.4 Investigations antérieures sur l'influence de la végétation sur le bilan hydrique de sites miniers restaurés.....	45
Tableau 3.1 Patron expérimental des six cellules du site minier Westwood	61
Tableau 3.2 Résultats des mesures LAI sur les cellules expérimentales	66
Table 4.1 Design of the experimental cells.....	80

Table 4.2 Material properties: specific gravity (G_s , $n=1$ to 4), particle size distribution parameters and porosity ($n=5$ for overburden and tailings, and $n=2$ for capillary break and high density sludge).....	81
Table 4.3 Accuracy of the instruments installed in the lysimeter setup.....	85
Table 5.1 Basic geotechnical properties of materials used in cell construction: specific gravity (G_s , $n = 1$ to 4), particle size distribution parameters, and porosity ($n = 5$ for overburden and tailings, and $n = 2$ for capillary break and high-density sludge).....	104
Table 5.2 Observed mean root variables in the trenches to describe the root profiles across the layers of materials.	111
Table 6.1 Comparison of the E/P ratios between the current condition and the projected climate change conditions of 2098, 2099, and 2100.....	133
Table 6.2 Comparison of the E/P, E/R, and P/R ratios for Cell 3 between the current condition and the scenario of evolved vegetation.....	137
Table 6.3 Comparison of the E/P and E/R ratios for Cell 3 between the current condition and the CC and CCLV scenarios of 2098, 2099, and 2100.....	138

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Représentation schématique des composantes du bilan hydrique de la zone racinaire (Hillel, 1982).....	9
Figure 2.2 Représentation schématique du système de surveillance du bilan hydrique	15
Figure 2.3 Étapes de calibrage du modèle grâce aux réponses mesurées sur le terrain (Shurniak et O’Kane, 2009).....	17
Figure 2.4 Un graphique typique de la fonction de limitation de la plante (PLF) (Fredlund <i>et al.</i> , 2012).....	26
Figure 3.1 Configuration schématique des 6 cellules utilisées dans l’étude.....	61
Figure 3.2 Vue d'une des tranchées creusées dans la cellule 6 et utilisation de la grille métallique	67
Figure 3.3 Représentation du processus de carottage	68
Figure 3.4 Étapes de mesure en laboratoire de k_{sat} , de la CRE, de l'extraction des racines et de l'analyse d'images	69
Figure 3.5 Représentation des propriétés hydrogéologiques retenues pour les trois matériaux dans les simulations	71
Figure 3.6 Les paramètres de végétation : (a) Fonction de densité de longueur de racine normalisée, (b) Fonction LAI	72
Figure 4.1 Schematic cross-section of a simple monolayer cover combined with elevated water table showing its water balance components	76
Figure 4.2 Geometrical representation of the cells’ cross-section: a) lysimeters 1-3 and b) lysimeters 4 and 5.....	80
Figure 4.3 Instrumentation plan for each experimental cell.....	83
Figure 4.4 Representation of the relative contribution of water balance components for the three measurement years	86
Figure 4.5 Variations of the degree of saturation in each material layer for cells 1-3 in 2021.....	88
Figure 4.6 Variations of the degree of saturation in each material layer for cells 4 and 5 in 2021.....	89

Figure 4.7 Variations of the water table position for the cells 1-3	90
Figure 4.8 Variations of cumulative percolation for the 5 cell configurations	91
Figure 4.9 Variations of average a) maximum heights (n=61, 98, and 100 for cell 3-5, respectively), b) basal diameters (n=61, 98, and 100 for cell 3-5, respectively), and c) foliar surface (n=3) for willows planted in lysimeters 3-5	92
Figure 4.10 Root profiles in vegetated cells based on observation trenches, values are means (n=4), the dashed lines represent the interface between the overburden and the lower layer	93
Figure 5.1 Schematic cross-sections of the experimental cells	103
Figure 5.2 Comparison of the particle size distribution for the Goldex tailings in Cells 1–6 (n = 2 for each cell)	107
Figure 5.3 Variation of mean RLD in each material layer with increasing depth (n = 4 randomly located full-length cores from the vegetated cells collected in late growing season 2020, three growing seasons after revegetation): a) Cell 3, b) Cell 4, c) Cell 5, and d) Cell 6. Bars denote standard error (SE)	109
Figure 5.4 Representation of the mean total RLD in Fall 2021 for samples of tailings in the cover functional layer (10 cm × 20 cm cores, n = 3–5) and the proportion of finer roots (<2 mm diameter) based on the WinRHIZO analysis. Bars denote standard error (SE)	110
Figure 5.5 Model-predicted k_{sat} values plotted against lab-measured k_{sat} values (the assigned values represent the measured porosities in the Goldex tailings layer, the solid line represents a 1:1 ratio, and the dotted lines represent a ± 0.5 order of magnitude deviation from the identity line).	112
Figure 5.6 AEVs from model-predicted WRCs compared to AEVs from lab data-fitted WRCs.	113
Figure 5.7 Representation of lab measurements from all samples collected from Cells 1–6. Red dashed lines indicate the lower and upper extremes, which refer to the predicted WRCs of the finest and the coarsest Goldex tailings in all the cells	114
Figure 5.8 Extracted DR_{max} from the predicted WRCs plotted against those from the lab data-fitted WRCs	115

Figure 6.1 Location of the Westwood mine site in Quebec province of Canada (highlighted in orange). The green triangle shows the location of the Westwood mine site.....	121
Figure 6.2 Schematic sections of the experimental field cells.....	122
Figure 6.3 Axisymmetric numerical model of the field experimental cells with SEEP/W.....	123
Figure 6.4 Representation of the hydrogeological inputs selected for the three materials in the simulations.....	123
Figure 6.5 The vegetation parameters: (a) normalized root length density function and (b) LAI function.....	125
Figure 6.6 Demonstration of the current (2020 and 2021) and projected (a) precipitation and (b) temperature values for 2098, 2099, and 2100.....	128
Figure 6.7 Representation of the calibrated model using the values of the degree of saturation (2021): (a) Cell 1, (b) Cell 2, and (c) Cell 3.....	130
Figure 6.8 Representation of the simulated percolations at the (a) calibration step (2021) and (b) validation step (2020).....	131
Figure 6.9 Representation of the simulated cumulative percolation and evapotranspiration for: (a) Cell 1 without vegetation, (b) Cell 2 with herbaceous vegetation, and (c) Cell 3 with woody plants. The pointed lines represent the cumulative precipitation related to each simulation year.....	134
Figure 6.10 Representation of the simulated water table position for: (a) Cell 1 without vegetation, (b) Cell 2 with herbaceous vegetation, and (c) Cell 3 with woody plants. The black, red, and green dotted lines represent the surface, $\frac{1}{2}$ AEV from the surface, and AEV from the surface of the reactive tailings, respectively. The black dashed lines represent the beginning of the period with realistic water table positions.....	136

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AEV	Air entry value/ la valeur d'entrée d'air
α_{vG}	Paramètre de Van Genuchten
β	Compressibilité de la structure du sol
CBL	Capillary break layer
CEBC	couvertures à effet barrière capillaire
C_g	Constante de l'équation modifiée de Kozeny-Carman
CRE	Courbe de rétention d'eau
c_{sa}	La chaleur spécifique de l'air humide
C_U	Le coefficient d'uniformité
d	Hauteur de déplacement du plan zéro du profil du vent
D ₁₀	Le diamètre des grains à 10 % de passage
DMA	Drainage minier acide
DR _{max}	Maximum desorption rate
e	L'indice de vide
ET	Évapotranspiration
EWT	Elevated water table
G	Percolation
HDS	High density sludge
h_c	Hauteur de la culture
k	Constante de von Karman
k^*	Constante de Ritchie
$K(u_w)$	Fonction de conductivité hydraulique
$K(\theta)$	Fonction de conductivité hydraulique non saturée

k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée
LAI	Leaf area Index
h_{fg}	La chaleur latente de vaporisation
m	Paramètre de Van Genuchten
n	Paramètre de Van Genuchten
NPS	Nappe phréatique surélevée
ρ_a	La densité moyenne de l'air (atmosphérique)
P	Précipitation
PLF	Plant limiting function
$p^{a_{v0}}$	Pression de vapeur saturée à la température moyenne de l'air
p^{a_v}	Pression de vapeur saturée à la température moyenne de l'air
q_{PET}	Le flux potentiel d'évaporation
q_n	Le rayonnement net
q_g	Le flux de chaleur du sol
r_c	Résistance en surface globale (couvert végétal)
r_a	Résistance aérodynamique
R	Ruissellement
RLD	Root length density
RWU	L'absorption d'eau par les racines
ΔS	Variations du stockage
λ_w	Le poids unitaire de l'eau (9.8 kN/m ³)
$\psi(\theta)$	Fonction empirique du potentiel capillaire hydraulique du sol
μ_w	La viscosité dynamique de l'eau (10 ⁻³ Pa.s)
χ	Constante de l'équation modifiée de Kozeny-Carman

SCF	Soil cover fraction
S_r	Degré de saturation
θ	Contenu volumique en eau du sol
$\theta_w(u_w)$	Fonction du contenu volumique en eau
Γ	Pente de la courbe de saturation de la pression de vapeur en fonction de la température
γ	Constante psychrométrique
u	Vitesse du vent
WEV	Water entry value/ la valeur d'entrée d'eau
Z_{ref}	Hauteur des mesures de vent, d'humidité et de température
Z_{om}	Hauteur de rugosité de la surface pour le flux de quantité de mouvement
Z_{oh}	Hauteur de rugosité de surface pour le flux de chaleur et de vapeur

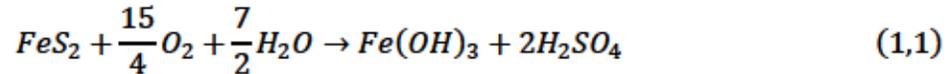
LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A PRINCIPES FONDAMENTAUX SOUS-JACENTS À LA DISTRIBUTION DE L'EAU DANS LE SOL	201
ANNEXE B ARTICLE 4 : A METHODOLOGICAL APPROACH TO STUDY THE IMPACT OF VEGETATION ON RECLAMATION COVER PERFORMANCE USING EXPERIMENTAL CELLS	212

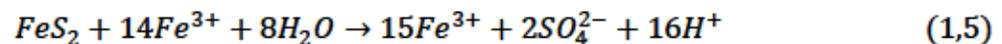
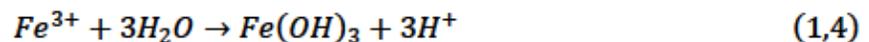
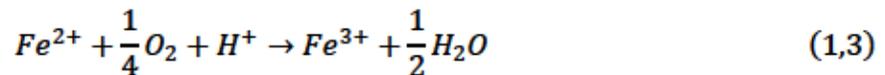
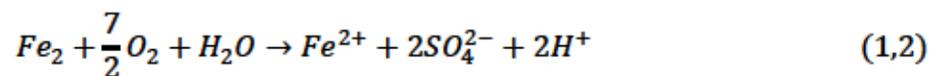
CHAPITRE 1 INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 La production de drainage minier acide

Dans les installations de stockage des résidus miniers, où les minéraux sulfureux sont exposés à l'eau et à l'oxygène atmosphérique, le processus de production d'acide sulfurique peut se produire. Cette réaction chimique a le potentiel de faire baisser le pH des eaux de drainage et de libérer des métaux potentiellement toxiques (Blowes *et al.*, 2014), ce qui entraîne ainsi un drainage minier acide (DMA). Plusieurs minéraux sulfureux tels que la pyrite (FeS_2) ou la pyrrhotite ($Fe_{1-x}S$) peuvent contribuer à la génération d'un tel drainage (Keith et Vaughan, 2000). En tant que minéral sulfureux couramment trouvé dans les résidus miniers, la réaction d'oxydation chimique globale de la pyrite est représentée dans l'Équation 1.1:



L'oxydation directe de la pyrite se produit en présence d'oxygène et d'eau à un pH approximativement neutre (comme exprimé dans l'Équation 1.2). L'acidification du milieu résultant de cette oxydation directe favorise des réactions indirectes (comme illustré dans les Équations 1.3 et 1.4), où le fer ferreux (Fe^{2+}) s'oxyde en fer ferrique (Fe^{3+}) et précipite ensuite sous forme d'hydroxyde ferrique ($Fe(OH)_3$). Ces réactions génèrent des ions H^+ et lorsque le pH descend en dessous de 3,5, le fer ferrique en solution peut agir comme un agent oxydant pour la pyrite (comme indiqué dans l'Équation 1.5).



Les réactions d'oxydation mentionnées ci-dessus peuvent être catalysées par certaines bactéries telles que *Thiobacillus ferrooxidans*, qui peuvent accélérer l'oxydation du fer et du soufre avec une contribution prononcée à $pH < 3.5$ (Nordstrom, 2000 ; Singer et Stumm, 1970). Il convient également de considérer que la production de DMA peut être naturellement atténuée par la présence

de minéraux neutralisants dans l'environnement (Sherlock *et al.*, 1995) tels que les carbonates et, dans une moindre mesure, les oxydes, hydroxydes et silicates solubles.

Le taux de formation de DMA est influencé par plusieurs facteurs, notamment la température, le niveau de pH, la surface spécifique des résidus, et la disponibilité des réactifs (eau et oxygène). Les températures élevées et les niveaux de pH acides (inférieurs à 4) accélèrent la génération d'acide en stimulant l'activité des bactéries oxydantes du fer. En résumé, l'oxydation des minéraux sulfureux et la production subséquente de DMA dépendent de deux composants essentiels: l'eau et l'oxygène. Une insuffisance dans l'un ou l'autre de ces composants entravera le processus de génération d'acide. Cela explique le rôle d'une couverture efficace pour contrôler le DMA, conçue pour restreindre soit le flux net d'humidité soit le flux d'oxygène vers les résidus contenant des sulfures.

1.2 Contrôle du drainage minier acide

Dans la majorité des méthodes de restauration conçues pour atténuer la formation du DMA, les efforts sont concentrés sur la limitation de la disponibilité des réactifs primaires, à savoir l'eau et l'oxygène, pour les résidus sulfureux. Un système de couverture sert souvent de composant fondamental pour de telles stratégies de restauration (Bussière et Guittonny, 2020). Les objectifs spécifiques d'un système de recouvrement peuvent varier en fonction du site, mais englobent généralement la stabilisation physico-chimique et la préparation du terrain pour une utilisation future (Ayres et Kane, 2013).

Les systèmes de recouvrement destinés à empêcher l'arrivée d'eau au niveau des résidus sont principalement catégorisés en recouvrements à faibles conductivités hydrauliques saturées (k_{sat}) (Daniel et Koerner, 2007) et en recouvrements stockage et relargage (SR) (Khire *et al.*, 1999 ; Khire *et al.*, 2000). La conception des premiers repose sur l'utilisation de matériaux à texture fine tels que l'argile compactée et/ou de géomembranes ou de géocomposites bentonitiques (GCL). Dans le type SR, le recouvrement est conçu pour capter les précipitations dans une couche de sol et les libérer ensuite dans l'atmosphère par le biais des processus d'évaporation (Bossé, 2014); dans les climats humides avec un bilan hydrique positif pendant une grande partie de l'année, comme au Québec, les barrières à l'oxygène sont souvent considérées comme le type de système de recouvrement les plus efficaces pour restaurer les sites miniers générateurs d'acide (Aubertin *et al.*, 2016 ; SRK, 1989). Les trois principales techniques pour la mise en œuvre de tels recouvrements comprennent les recouvrements en eau, les couvertures avec effets de barrière

capillaire (CEBC) et les couvertures avec une nappe phréatique surélevée (NPS). Pour ces méthodes, le fonctionnement repose sur une couche saturée (ou presque saturée) limitant la diffusion de l'oxygène dans les rejets réactifs (Aubertin *et al.*, 1995 ; Bussière *et al.*, 2003). Que ce soit pour les recouvrements de type barrière à l'eau ou à l'oxygène, le maintien d'un bilan hydrique adéquat apparaît donc essentiel pour assurer la performance.

1.3 Végétation et effets possibles sur la performance de systèmes de recouvrement

Le maintien de l'intégrité du système de recouvrement en sol est essentiel pour assurer sa capacité à fonctionner efficacement tout au long de sa durée de vie prévue (Vanapalli *et al.*, 1997). En ce qui concerne les parcs à résidus miniers restaurés, l'intégrité des recouvrements doit être maintenue sur une durée de service indéterminée (Pabst *et al.*, 2018). Pendant leur cycle de vie opérationnel, on attend des systèmes de recouvrement qu'ils offrent un support adéquat à la végétation sans être affectés par les phénomènes d'érosion et de bio-intrusion (Bussière & Guittonny, 2020), afin d'accomplir leur principale mission, qui est de prévenir ou d'atténuer le mouvement de l'eau et de l'oxygène gazeux vers les rejets.

Après sa construction, un recouvrement peut soit être végétalisé activement, soit subir une succession végétale naturelle. Par conséquent, évaluer l'impact de la végétation sur l'intégrité et la performance du recouvrement est crucial, car les plantes ont la capacité d'influencer le bilan hydrique des matériaux colonisés (Bussière et Guittonny, 2020). Une analyse des études existantes démontre que la végétation, via ses systèmes racinaires, a le potentiel de modifier la capacité d'infiltration du matériau de couverture et d'influencer les processus de redistribution de l'eau (Neris *et al.*, 2012). Cela peut se produire par plusieurs mécanismes. Tout d'abord, l'eau est directement extraite du sol par les racines des plantes vers les feuilles (transpiration), ce qui peut altérer le stockage en eau des matériaux. Le deuxième mécanisme implique la formation de bio-pores, ou macro-pores, par la pénétration des racines (Guittonny-Larchevêque *et al.*, 2016c). Les canaux racinaires peuvent engendrer des macropores dans le sol, entraînant un taux d'infiltration plus élevé par rapport au taux que le sol devrait avoir basé sur sa texture d'origine (van Schaik, 2009; Weiler & Naef, 2003). L'introduction de matière organique (MO) dans le matériau de recouvrement, peut aussi modifier sa porosité et les propriétés hydrogéologiques associées telles que la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) et la courbe de rétention d'eau (CRE) (Guittonny-

Larchevêque *et al.*, 2013 ; Guittonny-Larchevêque *et al.*, 2016a). En fait, la colonisation racinaire dans le matériau de recouvrement peut augmenter la k_{sat} (Albright *et al.*, 2006 ; DeJong *et al.*, 2015) et entraîner des variations dans la capacité de rétention d'eau et l'efficacité des recouvrements de type barrières à l'oxygène (Beven et Germann, 1982 ; Breshears *et al.*, 2005 ; Melchior *et al.*, 2010). L'examen des recherches antérieures dans le domaine montre que, même si ces impacts sur le bilan hydrique du recouvrement sont anticipés, ils sont rarement quantifiés et intégrés dans la phase de conception. Cependant, pour une performance maintenue à long terme des recouvrements, il est indéniablement nécessaire de calibrer les modèles prédictifs en tenant compte de l'impact de la végétalisation sur leur bilan hydrique.

1.4 Objectifs généraux

Comme précédemment mentionné, l'efficacité des recouvrements de type barrières à l'oxygène repose sur le maintien de conditions proches de la saturation en eau, et le maintien à long terme des propriétés hydrogéologiques des matériaux ciblées à la conception est crucial pour l'intégrité du recouvrement. Cette recherche vise à approfondir la compréhension de la manière dont les éléments de végétalisation, en particulier la végétation et les matériaux colonisés par les racines, influencent les performances des recouvrements de type barrière à l'oxygène, notamment les recouvrements avec des nappes phréatiques surélevées, en influençant leur bilan hydrique. Cette recherche interdisciplinaire vise à mieux intégrer la végétalisation dans la conception des recouvrements de type barrière oxygène d'un point de vue ingénierie et hydrogéologique, assurant ainsi leur efficacité à long terme. La recherche a été menée sur plusieurs cellules expérimentales dans un contexte minier réel: des résidus générateurs d'acide restaurés avec des barrières à l'oxygène (recouvrement composé de résidus désulfurés (couche fonctionnelle) combinés à une nappe phréatique surélevée) sur le site minier de Westwood, Québec, Canada.

1.5 Organisation de la thèse

La thèse actuelle comprend 8 chapitres. La revue de littérature est présentée dans le chapitre 2 afin de discuter des connaissances disponibles et des lacunes existantes dans le domaine d'étude. Dans le chapitre 3, les matériaux et méthodes sont détaillés. Les trois chapitres suivants forment le corps de la thèse et comprennent les trois articles soit acceptés pour publication, soit soumis à des revues scientifiques.

Le chapitre 4 discute de l'influence de la végétation et des couches de surface supplémentaires sur le bilan hydrique d'un recouvrement avec une nappe phréatique élevée, à partir de mesures in situ. Les résultats indiquent qu'en général, l'ajout de couches supplémentaires au-dessus de la couche fonctionnelle du recouvrement entraîne une augmentation de la percolation. De plus, l'option végétale la plus efficace pour de tels recouvrements semble être des espèces herbacées avec des systèmes racinaires moins profonds et un potentiel d'évapotranspiration plus faible, réduisant ainsi les pertes d'eau du système.

Le chapitre 5 explore l'impact de l'incorporation de couches de végétalisation sur la colonisation racinaire et les propriétés hydrogéologiques essentielles au fonctionnement du type de recouvrement choisi. Au cours de l'étude sur quatre ans, il a été observé que le type de végétation testé (qu'il soit herbacé ou ligneux) n'a pas modifié de manière significative les propriétés hydrogéologiques de la couche fonctionnelle du recouvrement.

Le chapitre 6 présente les résultats d'une étude de simulation numérique examinant l'impact potentiel du changement climatique et de la végétation de fin de succession sur le bilan hydrique du recouvrement. Les prédictions du modèle suggèrent qu'à la fin du siècle, compte tenu des paramètres climatiques et de végétation projetée, nous pouvons anticiper une évapotranspiration accrue et une percolation réduite pour le système de recouvrement.

Le chapitre 7 présente une discussion générale sur les trois chapitres précédents, et enfin, le chapitre 8 énonce les principales conclusions de l'étude ainsi que les recommandations pour les travaux futurs.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Couvertures de type barrière à l'oxygène

Dans un climat humide (où le bilan hydrique est positif la plupart de l'année), les barrières à l'oxygène sont considérées comme les types de couvertures les plus efficaces pour prévenir la génération de DMA. De telles couvertures peuvent être créées soit en submergeant les résidus sulfurés sous l'eau (c'est-à-dire une couverture en eau), soit en utilisant des systèmes de recouvrement en sol (Bussière et Guittoumy, 2020). Ces derniers peuvent se composer de couches de matériaux naturels. Ces recouvrements varient de structures monolithiques relativement simples à des configurations complexes à plusieurs couches utilisant divers types de sols. Les matériaux de construction pour de tels recouvrements peuvent inclure des argiles, des tills, des sédiments de fond de lac, du loess, des sables limoneux, du sable, du gravier, de la roche concassée et de la bentonite. De plus, les roches stériles et les r siduals miniers, tels que les r siduals désulfurés et les boues de traitement des effluents, peuvent également être valorisés dans la construction de ces recouvrements (Bussière et Aubertin, 1999 ; Demers *et al.*, 2015 ; SENES, 1994).

2.1.1 Couvertures avec une nappe phréatique surélevée

Un des recouvrements de type barrière à l'oxygène utilisé comprend essentiellement l'application d'une couverture monolithique combinée à une nappe d'eau surélevée (NPS). Le fonctionnement d'une telle barrière à l'oxygène consiste généralement à maintenir les r siduals réactifs à un degré élevé de saturation grâce à la position haute de la nappe, limitant ainsi la diffusion de l'oxygène, car celui-ci diffuse beaucoup moins dans l'eau (ou dans un milieu presque saturé, $S_r > 85\%$) que dans l'air ($\sim 2.5 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ vs. $1.8 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ at 22 C, respectivement) (Collin et Rasmuson, 1988). Dans une telle configuration, le dépôt d'une couverture monolithique au-dessus des rejets réactifs peut réduire leur interaction avec l'atmosphère (Ethier *et al.*, 2017 ; Pabst *et al.*, 2017a). La couverture monolithique peut être composée soit d'un matériaux à gros grains afin de prévenir l'évapotranspiration et d'améliorer l'infiltration (Ouangrawa *et al.*, 2009), soit d'un matériaux à grains fins pour renforcer la capacité de remontée capillaire et maintenir l'état de saturation (Demers *et al.*, 2008).

En pratique, maintenir à long terme un niveau de nappe phréatique suffisamment élevé peut être très difficile. Pendant le fonctionnement continu d'un parc à r siduals miniers, chaque nouvelle couche de dépôt de r siduals entraîne l'humidification de la couche superficielle des r siduals

sulfureux, ce qui signifie que la nappe phréatique des résidus est régulièrement rechargée en eau. Cependant, après la fermeture du parc à résidus, le niveau de saturation dans les couches superficielles diminue, permettant à l'oxygène atmosphérique de pénétrer et de réagir avec les résidus (SENES, 1996). Ainsi, une manipulation de la nappe est nécessaire pour faciliter cette stratégie. Trois approches de base peuvent être appliquées pour élever la nappe phréatique et la zone saturée par capillarité associée dans les résidus (SENES, 1996): La première méthode consiste à ajuster le bilan hydrique des résidus, par exemple en augmentant l'apport en eau ou en réduisant les pertes en eau. La deuxième approche vise à améliorer la capacité de rétention d'eau des résidus grâce à des prétraitements avant le dépôt, comme l'utilisation de résidus épaissis. Enfin, le concept de barrières de flux souterrain peut être utilisé en installant des barrières à l'intérieur des résidus pour atténuer le flux horizontal et descendant de l'eau interstitielle. La faisabilité de chaque approche dépend des conditions spécifiques de chaque site (SENES, 1996). La topographie et la configuration du site, l'épaisseur de la couverture, les propriétés des matériaux et les variables climatiques doivent être évalués sur chaque site (Ethier, 2018). Pour une couverture efficace de ce type, la remontée capillaire dans les résidus, qui est fonction de la position de la nappe phréatique et des caractéristiques des matériaux, doit être suffisamment élevée pour garantir que les résidus sulfureux situés au-dessus de la nappe phréatique restent proches de la saturation (Ouangrawa *et al.*, 2010). Le front capillaire se situe immédiatement au-dessus de la nappe phréatique et la hauteur de cette zone dépend de la taille des pores interstitiels du matériau, qui est directement liée à sa distribution granulométrique : les résidus à grains fins, qui ont une taille de pores interstitiels plus petite, sont capables de retenir plus d'humidité à des altitudes plus élevées au-dessus de la nappe phréatique, provoquant une remontée capillaire plus élevée (Liu *et al.*, 2014) et présentent donc des concentrations d'oxygène plus faibles par rapport aux résidus plus grossiers pour une position similaire de la nappe phréatique.

Dans ce contexte, la profondeur suffisante de la nappe phréatique pour réduire les taux d'oxydation est controversée, car une nappe phréatique peu profonde limite la stabilité physique de la surface des résidus et peut entraîner le déversement de l'eau interstitielle des résidus proches de la surface dans les eaux de ruissellement superficielles lors d'événements de précipitations. À l'inverse, la nappe phréatique surélevée ne devrait pas descendre en dessous d'une profondeur équivalente à la pression d'entrée d'air (AEV) (section 2.7.3) des résidus (SENES, 1996), qui est la succion matricielle à partir de laquelle l'air pénètre dans les résidus précédemment saturés d'eau

(Aubertin *et al.*, 2003). L'AEV des résidus est généralement de 1 à 4 m pour les résidus des mines de roche dure (Aubertin *et al.*, 1995 ; Aubertin *et al.*, 1998 ; Bussière, 2007). Selon une étude plus approfondie de modélisation physique-numérique, il a été constaté qu'une profondeur de nappe phréatique égale ou inférieure à 0,5 AEV des résidus garantit la saturation des résidus (Ouangrawa *et al.*, 2009) en tenant compte de la possible hétérogénéité des propriétés hydrogéologiques des matériaux et de la variabilité des conditions climatiques (Rey *et al.*, 2016).

Dans l'ensemble, pour les systèmes de recouvrement de type barrières à l'oxygène, la capacité à limiter le DMA repose sur le contrôle des composantes du bilan hydrique (en particulier l'infiltration, l'évapotranspiration et la variation du stockage d'eau) pour maintenir des plages ciblées de propriétés hydrogéologiques des matériaux dans le temps (INAP, 2017).

2.2 Le bilan hydrique et ses composantes

Les techniques de bilan hydrique, grandement utilisées en hydrologie, peuvent être appliquées pour résoudre d'importants problèmes hydrologiques théoriques et pratiques. Basée sur l'approche du bilan hydrique, une évaluation quantitative des ressources en eau et de leur évolution sous l'influence de différents phénomènes est possible (Sokolov et Chapman, 1974). L'équation générale du bilan hydrique stipule que, pour un certain volume de sol, à un certain moment, la quantité d'eau entrante est égale à la quantité d'eau prélevée (le principe de conservation de la masse), comme décrit par l'équation suivante:

$$\text{Changement de stockage} = (\text{Gains}) - (\text{Pertes}) \quad (2,1)$$

Dans l'Équation 2.1, les précipitations sont considérées comme la source d'eau entrante. L'eau entrante peut s'infiltrer dans le sol à son arrivée, tandis qu'une partie peut s'accumuler en surface. Selon le relief local, une partie de cette eau peut ruisseler. L'eau restante, se rassemblant temporairement, peut éventuellement s'évaporer ou s'infiltrer dans le sol. Un sol humide peut également perdre de l'humidité par évaporation en surface ou par absorption et transpiration par les plantes. Une partie de l'eau infiltrée peut également quitter la zone en s'infiltrant plus profondément au-delà de la zone racinaire (percolation) (Hillel, 1982).

Pour son application à divers cas, l'équation générale peut être soit simplifiée soit rendue plus complexe. Cela dépend de facteurs tels que les données initiales disponibles, le but visé du calcul, la nature du système (qu'il s'agisse d'un système artificiellement séparé, d'un bassin versant, d'un réservoir, etc.), les dimensions du système, ses caractéristiques hydrographiques et hydrologiques,

la durée de l'intervalle de temps du bilan, et la phase du régime hydrologique (Sokolov et Chapman, 1974). Équation 2.2 présente une interprétation simplifiée du bilan hydrique (Wilcox *et al.*, 2003):

$$P = ET + R + G + \Delta S \quad (2,2)$$

où ET représente l'évapotranspiration, R est le ruissellement, G est la recharge des eaux souterraines, et ΔS représente les variations du stockage d'eau. La Figure 2.1 illustre un schéma de ces composantes.

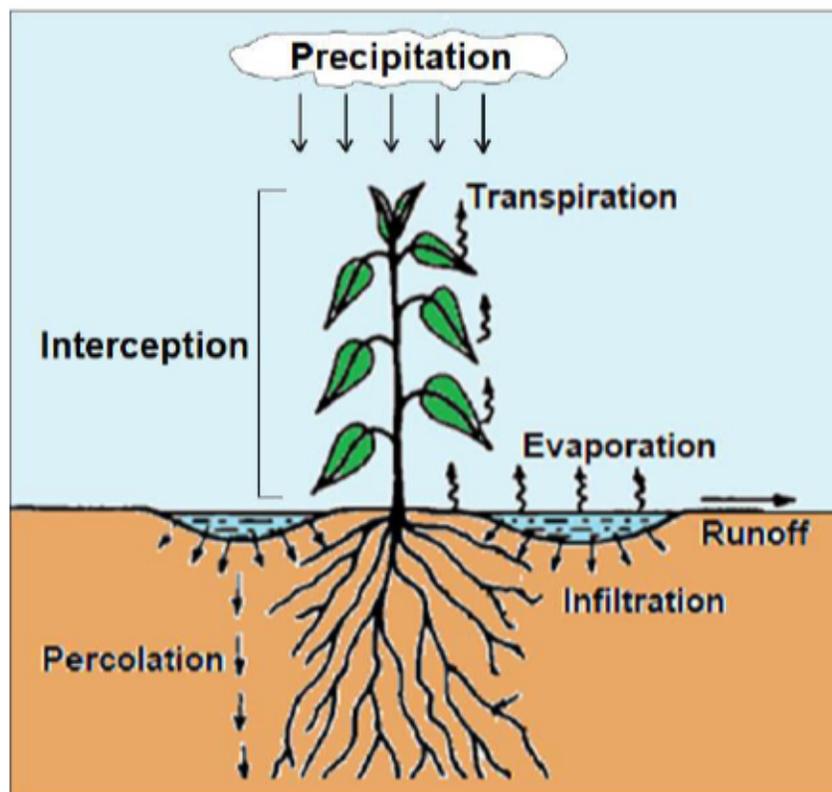


Figure 2.1 Représentation schématique des composantes du bilan hydrique de la zone racinaire (Hillel, 1982)

2.2.1 Composante évapotranspiration

Dans l'Équation 2.2, le terme d'évapotranspiration (ET) englobe tous les processus par lesquels l'eau change de phase d'un liquide à un gaz. Cela comprend l'évaporation à partir des surfaces végétales ou de la litière (perte par interception), l'évaporation du sol nu ou de flaques d'eau, et la transpiration des plantes. Lorsque la neige contribue de manière significative aux précipitations totales sur un terrain, la sublimation (c'est-à-dire le passage de la phase solide à la phase gazeuse) peut se produire et est incluse dans ce terme. Comme il n'est pas facile d'isoler les différentes

composantes de l'évapotranspiration, cette quantité est souvent mesurée de manière globale (Evetts *et al.*, 2012). Au niveau d'un système végétalisé, l'évapotranspiration peut être déterminée de manière algébrique en utilisant l'équation du bilan hydrique, où le reste des composantes est mesuré directement (voir la section 2-3).

2.2.1.1 Perte par interception

La perte par interception concerne une partie des précipitations qui est capturée par le couvert végétal ou la litière et s'évapore par la suite, ne s'infiltrant donc jamais à la surface du sol. Les régions arides perdent considérablement plus d'eau par interception par rapport aux environnements humides (Dunkerley, 2000). Les quantités réelles de pertes par interception dépendent des caractéristiques de la végétation et des précipitations (Wilcox *et al.*, 2003). D'autre part, le couvert végétal a une capacité finie à retenir l'eau. Pour de petits événements de précipitations, la plupart de l'eau peut être interceptée, tandis que pour des événements extrêmes, la quantité relative interceptée peut être assez faible (Wilcox *et al.*, 2003).

2.2.1.2 Évaporation

L'évaporation à partir d'un sol nu se déroule en plusieurs étapes (Hillel, 1982): Initialement, suite à l'humidification du sol, l'évaporation se produit à un rythme relativement constant, influencé uniquement par la demande évaporative, qui est régulée par des facteurs météorologiques tels que le rayonnement, le vent et l'humidité de l'air. À mesure que le contenu en eau du sol diminue, le taux d'évaporation diminue progressivement. L'évaporation à partir d'un sol nu se produit généralement principalement dans les 15 premiers centimètres du sol (Wilcox *et al.*, 2003) et varie en fonction de l'étendue de la couverture végétale. Dans les régions caractérisées par des sols principalement nus, telles que les zones arides et certaines zones semi-arides, l'évaporation peut représenter une part significative (jusqu'à 80%) du bilan hydrique (Dunkerley, 2000).

2.2.1.3 Transpiration

La transpiration est l'évaporation de l'eau à partir du système vasculaire des plantes vers l'atmosphère. Le point de départ est l'absorption de l'eau du sol par les racines des plantes, tandis que la fin est l'évaporation depuis les cavités stomatiques (Wilcox *et al.*, 2003). La quantité d'eau transpirée dépend de la quantité d'eau disponible pour la plante. Alors que l'évaporation à partir des sols est principalement limitée à l'eau dans les couches les plus superficielles, l'eau transpirée

par les plantes peut être pompée à partir de profondeurs beaucoup plus importantes, selon la profondeur du développement des racines des plantes (Wilcox *et al.*, 2003).

2.2.1.4 Estimation de l'évapotranspiration

Estimer l'évapotranspiration est une tâche courante dans plusieurs disciplines scientifiques. Mesurer l'évapotranspiration sur le terrain est l'une des tâches les plus difficiles, à l'exception des zones expérimentales à petite échelle, où les observations provenant de lysimètres peuvent être considérées comme représentatives. Dans les scénarios à grande échelle, les technologies de télédétection sont de plus en plus utilisées, ce qui permet d'estimer l'évapotranspiration réelle à des échelles régionales en intégrant les mesures sur le terrain avec les données issues des satellites (Tsouni *et al.*, 2008). Si l'on n'utilise pas cette méthodologie, le calcul du bilan hydrique d'un bassin est la seule approche fiable et est valide lorsque l'évapotranspiration réelle est la seule composante inconnue de l'équation du bilan hydrique.

Plusieurs méthodes et modèles avec différents niveaux de complexité ont été proposés (Lu *et al.*, 2007), dans lesquelles les paramètres énergétiques (c'est-à-dire le rayonnement solaire et la température) et les paramètres atmosphériques (c'est-à-dire le déficit de pression de vapeur et la vitesse du vent en surface) sont combinés pour fournir une représentation physiquement fondée du phénomène (Fisher *et al.*, 2011). En particulier, Penman (Penman, 1948) a développé la méthode classique qui porte son nom, à travers une combinaison des processus de bilan énergétique et aérodynamique pour prédire l'évaporation à partir de l'eau libre, du sol nu et de l'herbe.

Plus tard, Monteith (Monteith, 1965) a étendu l'équation de Penman pour inclure également le rôle de la végétation (une couverture d'herbe verte de hauteur uniforme) dans le contrôle de la transpiration, principalement par l'ouverture et la fermeture des stomates (la méthode de Penman-Monteith), qui est de loin le modèle d'évapotranspiration le plus accepté. Cette approche a été confirmée pour fournir les estimations optimales à l'échelle quotidienne et mensuelle et pour être la plus cohérente dans tous les endroits (Allen *et al.*, 1989). La méthode a également montré une excellente efficacité dans les climats arides et humides (Jensen *et al.*, 1990). En tant que modèle intégré, l'équation de Penman-Monteith sépare l'évapotranspiration potentielle en termes de rayonnement et aérodynamiques :

$$q_{PET} = q_{PET}^{rad} + q_{PET}^{aero} = \frac{1}{h_{fg}} \left[\frac{\Gamma(q_n - q_g)}{\Gamma + \gamma \left(1 + \frac{r_c}{r_a}\right)} + \frac{\rho_a c_{sa} (p_{v0}^a - p_v^a) / r_a}{\Gamma + \gamma \left(1 + \frac{r_c}{r_a}\right)} \right] \quad (2,3)$$

where:

q_{PET}	Le flux potentiel d'évaporation [mm jour ⁻¹]
h_{fg}	La chaleur latente de vaporisation [MJ kg ⁻¹]
q_n	Le rayonnement net [MJ m ⁻² jour ⁻¹]
q_g	Le flux de chaleur du sol [MJ m ⁻² jour ⁻¹]
ρ_a	La densité moyenne de l'air (atmosphérique) [kg m ⁻³]
c_{sa}	La chaleur spécifique de l'air humide [MJ kg ⁻¹ °C ⁻¹]
$(p^{a_{v0}} - p^{a_v})$	Déficit de pression de vapeur [kPa]
$p^{a_{v0}}$	Pression de vapeur saturée à la température moyenne de l'air [kPa]
p^{a_v}	Pression de vapeur réelle de l'air à une hauteur de référence [kPa]
r_c	Résistance en surface globale (couvert végétal) [s m ⁻¹]
r_a	Résistance aérodynamique [s m ⁻¹]
Γ	Pente de la courbe de saturation de la pression de vapeur en fonction de la température [kPa °C ⁻¹]
γ	Constante psychrométrique [kPa °C ⁻¹]

Le terme de rayonnement prend en compte la différence entre le flux de rayonnement net et le flux de chaleur du sol, tandis que le terme aérodynamique prend en compte le déficit de pression de vapeur. La résistance aérodynamique contrôle le transfert de vapeur d'eau de la surface d'évaporation vers l'atmosphère au-dessus du couvert végétal et est donnée par :

$$r_a = \frac{1}{uk^2} \left[\ln \left(\frac{z_{ref} - d}{z_{om}} \right) \right] \left[\ln \left(\frac{z_{ref} - d}{z_{oh}} \right) \right] \quad (2,4)$$

where:

u	Vitesse du vent [m/s]
k	Constante de von Karman [0.41]
z_{ref}	Hauteur des mesures de vent, d'humidité et de température [1.5 m]
$d = (2/3) h_c$	Hauteur de déplacement du plan zéro du profil du vent [m]
$z_{om} = 0.123 h_c$	Hauteur de rugosité de la surface pour le flux de quantité de mouvement [m]

$z_{oh} = 0.1z_{om}$	Hauteur de rugosité de surface pour le flux de chaleur et de vapeur [m]
h_c	Hauteur de la culture [m]

La hauteur de déplacement du plan zéro (d) et le paramètre de rugosité de surface pour la quantité de mouvement (z_{om}) sont généralement supposés être une fraction de la hauteur de la végétation (Brutsaert, 1975 ; Monteith, 1981). Le paramètre de rugosité pour la chaleur et la vapeur d'eau est censé être une fraction du paramètre de rugosité pour la quantité de mouvement (Allen *et al.*, 1998). La résistance du couvert végétal r_c contrôle le transfert de vapeur d'eau à travers la culture transpirante et peut être estimée par l'équation suivante (Allen *et al.*, 1998):

$$r_c = \frac{r_l}{0,5 LAI} = \frac{100}{0,5 LAI} = \frac{200}{LAI} \quad LAI \neq 0 \text{ (sol nu)} \quad (2,5)$$

où r_l est la résistance stomatique globale de la feuille bien éclairée [$s.m^{-1}$] et LAI est l'indice de surface foliaire (discuté dans la section 2-4-2). L'évapotranspiration potentielle est calculée pour une surface végétalisée de n'importe quelle hauteur. La valeur d'évapotranspiration potentielle pourrait ensuite être divisée en flux évaporatifs et de transpiration en utilisant :

$$q_{PE} = q_{PET}(1 - SCF) \quad (2,6)$$

$$q_{PT} = q_{PET}(SCF) \quad (2,7)$$

où SCF est la fraction de couverture du sol variant de 0 à 1 pour des conditions de sol nu à une couverture totale, respectivement. Il existe différentes expressions dans la littérature pour calculer le SCF en fonction de l'indice de surface foliaire (LAI). Par exemple, Ritchie (1972) a proposé l'équation suivante, basée sur l'interception du rayonnement solaire par le couvert végétal (Ritchie, 1972):

$$SCF = 1 - e^{-k^*(LAI)} \quad (2,8)$$

où k^* égal à 0,398 (Ritchie, 1972) est une constante qui régit l'extinction du rayonnement par le couvert végétal en fonction de l'angle du soleil, de la distribution des plantes et de l'arrangement des feuilles. Il convient de noter que la résistance du couvert végétal r_c approche l'infini lorsque l'indice de surface foliaire LAI tend vers zéro. En d'autres termes, l'évapotranspiration sur sol nu,

ou les systèmes dominés par l'évaporation, ne peuvent pas être représentés de manière satisfaisante par l'équation de Penman-Monteith.

2.2.2 Stockage d'eau dans le sol

Le terme de variation du stockage dans le sol ΔS , dans l'équation, représente la variation entre la quantité d'eau stockée au début de la période en cours d'évaluation et la quantité finale. L'ampleur de ΔS dépend des conditions météorologiques pendant cette période, de la durée de la période et de la capacité de rétention du sol (Wilcox *et al.*, 2003). La composante de stockage est importante car elle détermine, dans une certaine mesure, la manière dont l'eau entrante est répartie parmi le reste des termes. Lorsque les sols ont une capacité de rétention élevée, la percolation des eaux souterraines aura tendance à être beaucoup plus faible, ainsi l'eau entrante est disponible pour l'absorption par les plantes (Wilcox *et al.*, 2003).

2.2.3 Percolation

L'eau qui se déplace au-delà de la zone pour laquelle le bilan hydrique est calculé est considérée comme une recharge des eaux souterraines, ou percolation, car éventuellement elle rejoindra un corps d'eau sous-jacent (Wilcox *et al.*, 2003). Lorsque la capacité du sol à absorber l'eau est dépassée, une recharge des eaux souterraines se produit. Une percolation élevée peut se produire là où la conductivité hydraulique est relativement élevée, en raison soit de la présence de fractures (Flint *et al.*, 2001), soit de la texture du sol elle-même (Stephenson et Zuzel, 1981).

2.2.4 Ruissellement

Le ruissellement fait référence à l'écoulement des eaux de surface, qui peut être en partie absorbé par les sols, s'évaporer ou finalement aboutir à un écoulement dans les cours d'eau (Wilcox *et al.*, 2003). Tout en étant un contributeur majeur à l'érosion, au transport de contaminants et aux changements géomorphologiques dans différents paysages (Wilcox *et al.*, 2003), le ruissellement représente généralement moins de 10% du bilan hydrique annuel (Dunne, 1978), mais peut être plus important pour de fortes pentes (Jourgholami *et al.*, 2021). Dans des conditions planes, il peut se produire lorsque l'intensité des précipitations dépasse la capacité d'infiltration du sol, lorsque les sols deviennent localement saturés, en raison soit d'une montée de la nappe phréatique, ou lorsque qu'une couche de sol gelée forme un horizon non perméable pour le sol non gelé et saturé au-dessus (Wilcox *et al.*, 1997). Des recherches précédentes ont examiné l'impact de la pente du terrain sur les mécanismes de formation du ruissellement et de l'érosion du sol (Jourgholami *et al.*, 2021).

2.3 Utilisation de lysimètres pour la mesure de la percolation

Comme indiqué précédemment, en quantifiant le reste des composantes de l'équation du bilan hydrique, à savoir les précipitations, le ruissellement, les changements de stockage d'eau et la percolation basale, l'évapotranspiration peut être mesurée indirectement. Dans un profil de sol naturel, en raison des défis associés à l'installation d'une couche de drainage, le suivi de la percolation est généralement impossible. De plus, dans un système ouvert, il existe toujours un risque de recharge de la nappe phréatique qui affecte les calculs.

Les lysimètres fermés sont depuis longtemps utilisés pour la mise en œuvre de cette méthodologie. Campbell et al. (1991) ont décrit l'utilisation de lysimètres pour réaliser des bilans hydriques (Campbell *et al.*, 1991). Les composants du bilan hydrique sont normalement surveillés quotidiennement. De plus, des données climatiques telles que les précipitations, le rayonnement solaire, la vitesse et la direction du vent sont enregistrées à l'aide d'une station météorologique sur site. Figure 2.2 montre une disposition de surveillance typique utilisée pour cette approche.

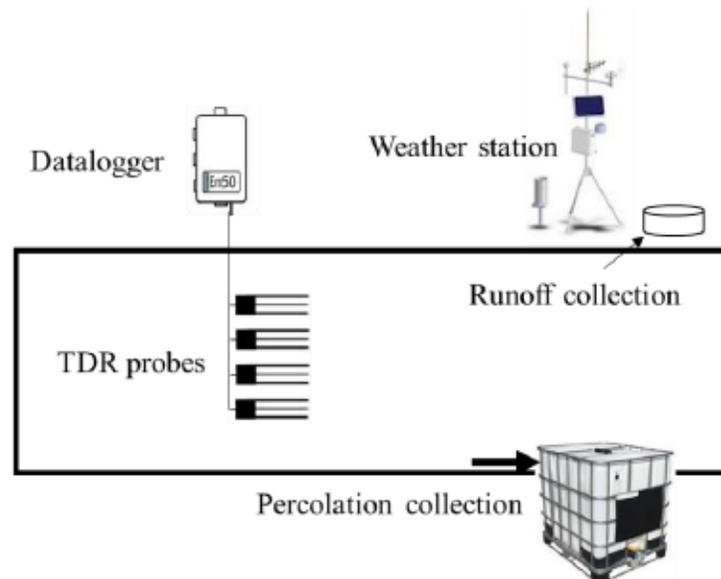


Figure 2.2 Représentation schématique du système de surveillance du bilan hydrique

En considérant la conservation de la masse d'eau entrant et sortant de la couverture (Équation 2.2), l'évapotranspiration peut être obtenue comme suit :

$$ET = P - G - \Delta S - R \quad (2,9)$$

Ici, les précipitations (P) sont obtenues à partir de la station météorologique. La percolation (G) est

mesurée après avoir été évacuée du lysimètre soit vers un réservoir, soit vers un pluviomètre à augets basculants. La teneur en humidité est mesurée à l'aide d'un ensemble de capteurs de réflectométrie dans le domaine du temps (TDR), ou de capteurs de réflectométrie dans le domaine des fréquences d'onde (FDR) au centre du lysimètre, espacés uniformément en profondeur (Cui et Zornberg, 2008). Pour mesurer le ruissellement en surface, des fossés tapissés de géomembranes sont généralement conçus autour du périmètre de la couverture.

Une méthodologie similaire a été utilisée dans plusieurs études pour la conception de recouvrements au-dessus de sites d'enfouissement aux États-Unis, dans le cadre de la sélection et de l'évaluation des performances de systèmes de recouvrement alternatifs adaptés aux climats arides ou semi-arides (Khire *et al.*, 1997b ; Khire *et al.*, 1997a ; Nyhan *et al.*, 1990 ; Nyhan *et al.*, 1997 ; Warren *et al.*, 1995 ; Waugh *et al.*, 1991) et humides (Saghaei, 2019).

2.4 Modélisation numérique pour l'évaluation des systèmes de recouvrement

La conception des systèmes de recouvrement commence par la caractérisation du site et des matériaux, ce qui implique l'évaluation de divers facteurs tels que le type de résidus miniers, la géométrie du parc à résidus, le climat, la végétation, les quantités de matériaux de recouvrement et les estimations initiales de leurs propriétés physiques (Bussière et Guittonny, 2020) . Cela se fait grâce à une combinaison d'évaluations sur le terrain et de tests en laboratoire (Shurniak et O'Kane, 2009). Une fois la conception initiale jugée satisfaisante à un niveau de base, elle est mise en œuvre à l'échelle du terrain et simulée à l'aide de modèles numériques. Les résultats de suivi des essais terrain sont utilisés pour calibrer les modèles avant que ceux-ci soient utilisés pour des ajustements de conception ou des prédictions de performance à long terme du système de couverture (Adu-wusu *et al.*, 2007). La Figure 2.3 présente les étapes générales utilisées pour calibrer un modèle de réponse sur le terrain.

Les recouvrements d'essai instrumentés constituent des outils précieux pour générer des données de performance sur le terrain. En comparant les simulations du modèle aux réponses sur le terrain, les propriétés du sol et les conditions physiques peuvent être modifiées selon leur gamme de variation réaliste jusqu'à ce que le modèle simule raisonnablement les résultats sur le terrain (processus de calibrage du modèle), permettant ainsi d'obtenir des propriétés du sol représentatives du système sur le terrain (Adu-wusu *et al.*, 2007 ; Ayres *et al.*, 2003 ; Bussière *et al.*, 2007a ; Yanful *et al.*, 1993). Des défis tels que les erreurs humaines et les difficultés à collecter des échantillons

représentatifs pour les tests en laboratoire conduisent souvent à ce que les valeurs mesurées en laboratoire soient moins représentatives des conditions réelles sur le terrain.

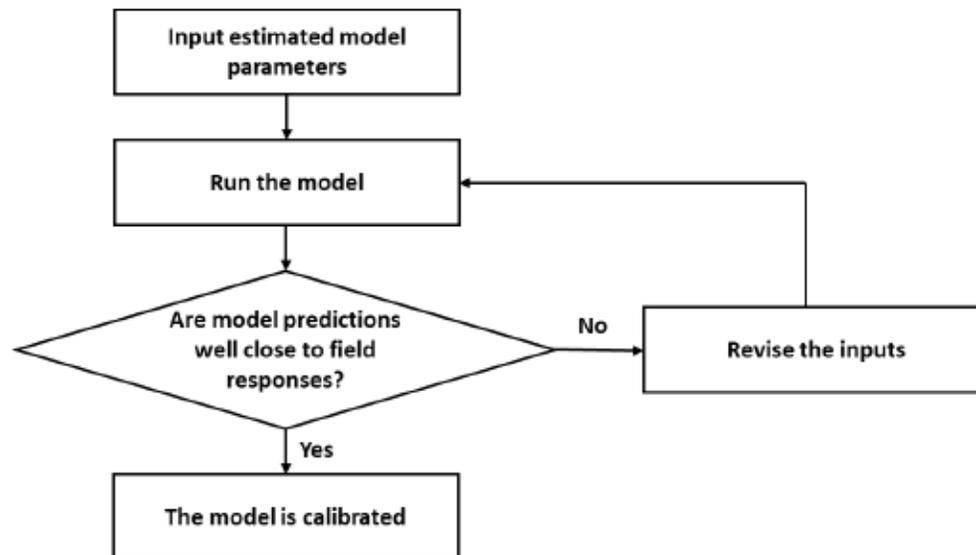


Figure 2.3 Étapes de calibrage du modèle grâce aux réponses mesurées sur le terrain (Shurniak et O’Kane, 2009)

2.4.1 Le modèle numérique SEEP/W

SEEP/W est un logiciel à éléments finis spécialisé conçu pour modéliser le mouvement des eaux souterraines dans les milieux poreux, aussi bien en une qu'en deux dimensions. Il fonctionne sur la base de l'équation de Richards. Au sein de SEEP/W, différents modèles de matériaux sont mis en œuvre pour définir la capacité d'un milieu poreux à stocker et à transmettre l'eau. Alors que le logiciel calcule automatiquement les propriétés de transmission et de stockage pour la vapeur, les utilisateurs doivent saisir les propriétés pour l'eau liquide (comme indiqué dans le Tableau 2.1)(Geo-Slope, 2018).

La fonction du contenu volumique en eau au sein de SEEP/W illustre la relation entre les volumes d'eau stockés et la succion matricielle (ψ), qui, en supposant une pression de l'air nulle, correspond à une pression négative de l'eau dans les pores. La conductivité hydraulique, qui affecte directement l'écoulement de l'eau, dépend du contenu volumique en eau et est donc indirectement liée à la pression de l'eau dans les pores (Geo-Slope, 2018). Pour mener efficacement des simulations d'écoulement d'eau, SEEP/W nécessite des informations sur la CRE ou sur la fonction du contenu volumique en eau pour les matériaux modélisés. SEEP/W propose plusieurs méthodes pour définir et prévoir la CRE des matériaux sous analyse, notamment :

a) L'équation descriptive de van Genuchten (1980)(van Genuchten, 1980):

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_{sat} - \theta_r}{[1 + (\alpha_{vG}\psi)^n]^m} \quad (2,10)$$

et,

b) L'équation descriptive de Fredlund et Xing (1994)(Fredlund et Xing, 1994):

$$\theta = c(\psi) \frac{\theta_{sat}}{\ln \left[e + \left(\frac{\psi}{\alpha} \right)^n \right]^m} \quad (2,11)$$

où $\alpha_{vG} [L^{-1}]$, $\alpha [L]$, $n [-]$, et $m [-]$ sont des paramètres d'ajustement de courbe qui contrôlent la forme de la CRE, $C(\psi)$ est une fonction de corrélation, θ_{sat} est le contenu en eau volumique saturée, et θ_r est le contenu en eau volumique résiduel. Notez que $\alpha_{vG} = 1/\alpha'$.

Tableau 2.1 Paramètres d'entrée dans le modèle pour un matériau saturé/non saturé (Geo-Slope, 2018)

Paramètre	Symbole
Fonction de conductivité hydraulique ($m \cdot s^{-1}$)	$K(u_w)$
Compressibilité de la structure du sol ($m^2 \cdot kN^{-1}$ or kPa^{-1})	β
Fonction du contenu volumique en eau	$\theta_w(u_w)$
Ratio d'anisotropie	K_y/K_x
Angle de rotation pour les scénarios anisotropes ($^\circ$)	α

Au sein de SEEP/W, différentes CRE sont disponibles, couvrant diverses textures de sol allant de l'argile au gravier (Geo-Slope, 2018). Ces fonctions prédéfinies sont dérivées en appliquant les paramètres de l'ajustement de courbe décrits dans l'Équation (2.10). Alternativement, les utilisateurs peuvent choisir d'estimer la CRE grâce au modèle Kovács modifié, introduit par Aubertin et al. (2003) (Geo-Slope, 2018). Cette méthode exige des données granulométriques, comprenant des paramètres tels que le diamètre correspondant à 10 % et 60 % de passage sur la courbe de distribution granulométrique (appelés respectivement D_{10} et D_{60}), la porosité, ainsi que la limite de liquidité (Aubertin *et al.*, 2003). De plus, SEEP/W permet l'entrée directe de données tabulaires pour le contenu volumique en eau et la succion, provenant de la littérature, estimées via d'autres fonctions de pédotransfert (PTF), ou dérivées de tests en laboratoire (Geo-Slope, 2018). Pour la dérivation de la fonction de conductivité hydraulique à partir de k_{sat} et de la CRE, SEEP/W propose deux routines (Geo-Slope, 2018). La première routine implique l'utilisation de l'équation de Fredlund et al. (1994) (Fredlund *et al.*, 1994) donnée dans l'équation (2.12).

$$K_w(\theta_w) = K_{sat} \int_{\theta_r}^{\theta_w} \frac{\theta_w - x}{\psi^2(x)} dx / \int_{\theta_r}^{\theta_{sat}} \frac{\theta_{sat} - x}{\psi^2(x)} dx \quad (2,12)$$

où x est une variable fictive d'intégration représentant le contenu en eau. La deuxième méthode d'estimation est l'équation proposée par van Genuchten (1980) (Geo-Slope, 2018). Les paramètres de l'équation sont générés en utilisant les paramètres de l'ajustement de CRE et une valeur d'entrée pour la conductivité hydraulique saturée (Geo-Slope, 2018). L'équation sous forme fermée pour la conductivité hydraulique est la suivante (van Genuchten, 1980):

$$K_w(\psi) = K_{sat} \frac{\{1 - (\alpha'\psi)^{n-1}[1 + (\alpha'\psi)^n]^{-m}\}^2}{[1 + (\alpha'\psi)^n]^{\frac{m}{2}}} \quad (2,13)$$

SEEP/W intègre également la capacité de simuler les interactions entre le sol et l'atmosphère grâce à l'application de conditions aux limites d'interaction climat-sol (LCI). Ces conditions comprennent deux composantes distinctes dans SEEP/W : l'une dédiée au calcul de l'infiltration nette en surface du sol et l'autre axée sur la détermination de la prise d'eau par les racines (RWU) dans le profil du sol (Geo-Slope, 2018). La première composante aborde principalement la conservation de la masse d'eau en surface du sol.

$$(q_P + q_M) \cos \alpha + q_E + q_R = q_I \quad (2,14)$$

avec des indices sous les flux d'eau (q) indiquant la pluie (P), la fonte des neiges (M), l'infiltration (I), l'évaporation (E) et le ruissellement (R), et α étant l'angle de pente. Dans l'équation (2.14), les flux d'évaporation et de ruissellement sont des entrées négatives et, comme on peut le voir, la transpiration n'apparaît pas (car la prise d'eau par les racines se produit sous la surface du sol). Les flux de précipitations et de fonte des neiges sont incidents sur une surface horizontale et doivent donc être multipliés par le cosinus de l'angle de la pente.

Alors que l'évaporation du sol nécessite la connaissance de l'évaporation réelle, les simulations de la prise d'eau par les racines nécessitent l'évapotranspiration potentielle. SEEP/W propose trois méthodes pour calculer l'évapotranspiration (ET):

- a) L'approche définie par l'utilisateur permet de définir l'ET potentielle en fonction du temps, l'évaporation réelle étant calculée sur la base de la méthodologie proposée par Wilson et al. (1997).
- b) La méthode de Penman-Wilson calcule l'ET potentielle spécifiquement pour des conditions de sol nu (soit l'évaporation).

c) La méthode de Penman-Monteith est utilisée pour estimer l'ET potentielle, principalement applicable dans les scénarios où la transpiration des plantes domine sur l'évaporation.

Les détails concernant les calculs liés aux méthodes sont décrits dans la section 2-2-1-4. Lorsque l'on opte pour la méthode définie par l'utilisateur, il est impératif de spécifier l'évapotranspiration potentielle en fonction du temps. L'évaporation réelle est calculée en utilisant la relation proposée par (Wilson *et al.*, 1997):

$$q_{AE} = q_{PET} \left[\frac{p_v^s - p_v^a}{p_{v0}^s - p_v^a} \right] \quad (2,15)$$

où p_v^s et p_v^a sont les pressions de vapeur à la surface du sol et dans l'air au-dessus du sol, respectivement, et p_{v0}^s est la pression de vapeur à la surface du sol pour l'état saturé (kPa). Le terme global entre crochets, appelé fonction limite (*LF*), est le rapport entre le déficit de pression de vapeur réel et le déficit de pression de vapeur potentiel pour un sol entièrement saturé. Ici, l'entrée de l'utilisateur, q_{PET} , peut être déterminée à partir de données mesurées ou de méthodes empiriques et semi-empiriques telles que Thornthwaite (1948) et Penman (1948). Par conséquent, les différents paramètres d'entrée pour définir la fonction LCI dépendent de la méthode d'estimation de l'évapotranspiration (Tableau 2.2).

SEEP/W utilise le SCF (qui varie de 0,0 pour un sol nu à 1,0 pour une surface fortement végétalisée) pour partitionner évaporation et transpiration. Pour la partie transpiration, l'eau est potentiellement enlevée du sol sous forme d'un puits calculé grâce au LAI et à l'évaporation potentielle (transpiration potentielle) ; cet enlèvement est réparti dans le sol grâce à aux fonctions racinaires, puis le volume extrait est ajusté grâce à la fonction limite selon la succion du sol (transpiration réelle). Pour simuler avec précision l'absorption d'eau par les racines des plantes, il est essentiel de saisir les données sur la végétation pour spécifier les calculs de transpiration potentielle et réelle. Pour toutes les méthodes de calcul d'évapotranspiration, les entrées de données sur la végétation nécessaires pour modéliser la prise d'eau par les racines des plantes comprennent les paramètres suivants :

- a) *LAI* en fonction du temps
- b) Fonction de limitation de l'humidité des plantes (PLF) en fonction de la succion matricielle
- c) Densité racinaire normalisée en fonction de la profondeur racinaire normalisée
- d) Fraction de couverture du sol (SCF) en fonction du LAI

Tableau 2.2 Entrées pour les conditions frontières LCI dans SEEP/W (Geo-Slope, 2018)

Méthode d'estimation ET	Paramètres d'entrée
Tous	Température de l'air en fonction du temps Flux de précipitations en fonction du temps Humidité relative Profondeur de la neige en fonction du temps (facultatif) Densité de la neige (facultatif)
Penman-Wilson / Penman-Monteith	Vitesse du vent en fonction du temps Rayonnement net en fonction du temps
Penman-Monteith	Hauteur de la végétation en fonction du temps
Défini par l'utilisateur	ET potentielle en fonction du temps

Une équation générale pour le taux d'extraction d'eau racinaire réel possible par volume de sol q_{root} ($L^3 \cdot T^{-1} \cdot L^{-3}$) à une profondeur particulière peut être calculée à partir du flux de transpiration potentiel q_{PT} (Eq. 2.7) comme suit (Feddes *et al.*, 2001):

$$q_{root} = \pi'_{root} \alpha_{rw} q_{PT} \quad (2,16)$$

où π'_{root} est la distribution normalisée de l'absorption d'eau [L^{-1}] et α_{rw} est un facteur de réduction dû au stress hydrique. Le facteur de réduction est défini par une fonction de limitation de la plante, qui est une relation fonctionnelle entre le facteur de réduction et la succion capillaire. L'équation 2.16 est calculée de manière unique à chaque point Gauss à l'intérieur de la zone racinaire (Geo-Slope, 2018). La distribution normalisée de l'absorption d'eau est :

$$\pi'_{root} = \frac{\pi_{root}}{\int_0^{r_{max}} \pi_{root} dr} \quad (2,17)$$

où π_{root} est la densité de longueur des racines (RLD) ou la longueur des racines par volume de sol (L/L^3). Il existe une multitude d'expressions dans la littérature pour décrire la distribution normalisée de l'absorption d'eau si la densité de longueur des racines n'est pas mesurée. L'intégration de la fonction de densité des racines sur la profondeur maximale des racines, r_{max} , donne la longueur totale des racines sous une unité de surface (L/L^2). La normalisation de la distribution d'absorption assure que la distribution normalisée d'absorption d'eau est égale à l'unité sur la profondeur maximale des racines :

$$\int_0^{r_{max}} \pi'_{root} dr = 1,0 \quad (2,18)$$

Enfin, l'intégration de l'Équation 2.16 sur la profondeur d'enracinement permet de retrouver le flux de transpiration réel:

$$q_{AT} = \int_0^{r_{max}} q_{root} dr \quad (2,19)$$

L'utilisation de la prise d'eau normalisée (comme indiqué dans Équation 2.17) offre une commodité mathématique, permettant l'évaluation directe du pourcentage de la prise d'eau racinaire à n'importe quelle profondeur donnée. Néanmoins, il est important de noter que la profondeur des racines peut varier tout au long de la saison de croissance. Pour permettre une flexibilité à la fois dans la distribution des racines et dans la profondeur maximale des racines, SEEP/W définit la distribution de la densité des racines à travers une fonction de densité de racines normalisée par rapport à la profondeur des racines normalisée ($\frac{\pi_{root}}{\pi_{root}^{max}} vs, \frac{r}{r_{max}}$). En d'autres termes, SEEP/W standardise la densité de longueur des racines à chaque profondeur en la divisant par la valeur maximale de RLD dans le profil, puis la relie à la profondeur normalisée. Le logiciel effectue ensuite l'intégration nécessaire de cette fonction et d'autres calculs pour déterminer la prise d'eau normalisée à n'importe quelle profondeur spécifiée.

La fonction LCI facilite l'intégration de données climatiques complètes dans les modèles numériques, comprenant des variables telles que la température de l'air, les précipitations, l'humidité relative, la vitesse du vent, le rayonnement et l'albédo (une mesure indiquant la quantité de rayonnement solaire réfléchi depuis la surface). SEEP/W estime le rayonnement selon les coordonnées géographiques tandis que l'albédo est déterminé soit par mesure directe, soit par estimation basée sur des valeurs de la littérature (Geo-Slope, 2018). Les variations de la profondeur de neige à la surface du sol à tout moment sont calculées en soustrayant la fonte des neiges de la somme de toutes les accumulations de profondeur de neige incrémentales. Plus d'informations sur ces techniques peuvent être trouvées dans le manuel de (Geo-Slope, 2018).

2.4.2 Paramètres de la végétation

La simulation de la transpiration des plantes via des modèles numériques nécessite l'entrée de plusieurs paramètres liés à la végétation tels que la densité de longueur des racines (RLD), la profondeur maximale des racines, la saison de croissance, l'indice de surface foliaire (LAI) et les succions qui contrôlent le taux d'absorption d'eau par les plantes (fonction de limitation des plantes, PLF). La plupart de ces paramètres sont spécifiques au site et sont censés être influencés par la

qualité du sol (texture, densité apparente et compactage), le type de plante et l'ampleur des précipitations saisonnières (Khire, 2016). Les sous-sections suivantes sont consacrées à la définition de ces paramètres.

2.4.2.1 Les concepts de saison de croissance et de dormance

La croissance des plantes est extrêmement sensible à la température, de sorte que même de légères variations de quelques degrés peuvent entraîner des changements significatifs dans le taux de croissance des plantes (Hatfield et Prueger, 2015). Chaque espèce végétale nécessite, à chaque étape particulière de son cycle de vie et dans des conditions environnementales spécifiques, un seuil de température minimum en dessous duquel elle cesse de croître (Krishnamurthy, 2015). La saison de croissance fait référence à la période pendant laquelle les conditions météorologiques favorisent la croissance des plantes. Sa durée est limitée par divers facteurs, notamment la température de l'air, les occurrences de gelées, les schémas de précipitations et les heures d'ensoleillement. Deux méthodes courantes pour déterminer la saison de croissance consistent à calculer le nombre moyen de jours entre la dernière gelée de printemps et la première gelée automnale sévère (méthode généralement utilisée dans les régions tempérées), ou à évaluer le nombre moyen de jours avec des températures suffisamment élevées pour qu'une culture particulière germe et mûrisse (Encyclopaedia of National Geographic Society, 2011).

La dormance se caractérise par un état d'inactivité ou de croissance suspendue, pendant lequel les plantes ont la capacité de reprendre leur activité ultérieurement. Cette caractéristique est cruciale pour les plantes, leur permettant de survivre dans des conditions défavorables telles que des températures de gel. Pendant la dormance, l'activité métabolique est significativement réduite, et le développement de la plante cesse temporairement (Soppe et Bentsink, 2016).

2.4.2.2 L'indice de surface foliaire

L'indice de surface foliaire (LAI) [m^2/m^2] est géométriquement défini comme la surface totale unilatérale des tissus photosynthétiques (parties vertes des plantes) par unité de surface terrestre (Watson, 1947). Le LAI joue un rôle crucial dans le contrôle de l'interception de l'eau par le couvert végétal, l'extinction du rayonnement, ainsi que les échanges d'eau et de gaz carbonique, ce qui en fait un paramètre important dans le bilan hydrique des écosystèmes. Cependant, quantifier cette interface entre l'écosystème et l'atmosphère est difficile en raison de sa variabilité spatiale (3D) et temporelle. Diverses méthodes directes et indirectes ont été développées pour mesurer ce

paramètre. Les mesures au niveau du sol, en particulier, manquent de normalisation et peuvent être réalisées à l'aide de méthodes telles que la récolte du feuillage (Gobron, 2008). La récolte de la végétation et la mesure de la surface de toutes les feuilles dans une zone délimitée sont une méthode courante, largement utilisée et adaptée pour les petites plantes, malgré sa nature destructrice (Breda, 2003).

2.4.2.3 La profondeur maximale des racines et la densité de longueur des racines (RLD)

Le succès de l'établissement de la végétation dans les projets de restauration dépend fortement de la compréhension des relations entre les caractéristiques du sol et le comportement d'enracinement des plantes. Selon les connaissances actuelles, certaines espèces végétales comme *Boscia albitrunca*, *Acacia erioloba* (dans le Kalahari central, Botswana) et *Prosopis juliflora* (dans le désert de Sonora, États-Unis) ont la capacité de développer des racines extrêmement profondes dans le sol sous climat aride, en particulier celles tolérantes aux conditions de sécheresse estivale lors des années avec peu ou pas de précipitations et des nappes phréatiques permanentes à des niveaux relativement profonds (Canadell *et al.*, 1996).

Dans l'ensemble, la profondeur à laquelle différentes catégories de plantes absorbent l'eau du sol varie considérablement. Dans les écosystèmes limités en eau, les profondeurs moyennes des systèmes racinaires augmentent avec la taille aérienne, avec la durée de vie des plantes et les plantes herbacées ont généralement des systèmes racinaires plus superficiels par rapport aux arbustes et aux arbres (Canadell *et al.*, 1996).

La densité de longueur des racines (longueur totale des racines par unité de volume de sol ; RLD) est un facteur crucial pour estimer le volume de sol colonisé par un système racinaire, influençant ainsi l'absorption de l'eau et des nutriments par la plante. Ce paramètre joue un rôle vital dans la modélisation du mouvement de l'eau et des nutriments dans la zone vadose et dans l'évaluation des interactions sol-racine-tige-atmosphère. La RLD peut être déterminée expérimentalement par échantillonnage de carottes ou par des techniques de rhizotron (ou minirhizotron) (Judd *et al.*, 2015).

2.4.2.4 Saturation, capacité au champ et point de flétrissement

Les plantes nécessitent à la fois de l'air et de l'eau dans le sol pour une croissance optimale. Dans des conditions de saturation où aucun air n'est présent, les plantes peuvent souffrir d'anoxie car, à quelques exceptions près, beaucoup de plantes ne peuvent pas survivre dans un sol saturé d'eau pendant plus de quelques jours (FAO, 1985). Toutefois, une telle condition dans la couche arable ne dure généralement pas longtemps car, après les précipitations, une partie de l'eau présente dans les pores plus grands s'écoulera vers le bas tandis que les pores drainés seront occupés par de l'air. Dans les sols à texture grossière, avec une conductivité hydraulique élevée, ce processus est complet en quelques heures. Alors que dans les sols à texture fine, cela peut prendre quelques jours. Enfin, le sol atteint un état où les larges pores du sol sont remplis à la fois d'air et d'eau et les plus petits pores sont encore pleins d'eau. En agronomie, cela s'appelle la capacité au champ (FAO, 1985).

Après avoir atteint la capacité au champ, la teneur en eau du sol diminue progressivement à mesure qu'elle est drainée, absorbée par les plantes ou évaporée de la couche arable vers l'atmosphère. L'absorption d'eau par les plantes est influencée par le gradient de succion entre les racines et le sol; les plantes peuvent développer des succions négatives (de quelques centaines de kPa) suffisantes pour absorber l'eau des pores (Larcher, 2003). S'il y a un manque d'eau dans le sol au-delà des limites de tolérance de la plante, un flétrissement se produit. Le flétrissement indique que la plante a atteint un état de manque d'hydratation irréversible (MEND, 2014) où aucune transpiration n'est plus possible, les feuilles perdent leur couleur, et finalement, la plante meurt. La teneur en eau du sol à ce stade est appelée le point de flétrissement permanent (PFP) (FAO, 1985).

Dans l'ensemble, la quantité d'eau disponible pour les plantes est comprise entre la capacité au champ et le point de flétrissement permanent (de Oliveira *et al.*, 2015 ; Rai *et al.*, 2017). Le niveau d'humidité de la capacité au champ correspond généralement à des succions variant de 6 à 33 kPa, ce qui varie en fonction de la texture, de la structure et de la teneur en matière organique du sol. Dans les sols sableux, il est généralement obtenu à 10 kPa (0,10 atm), tandis que dans les sols argileux, il est obtenu à des succions allant jusqu'à 33 kPa (0,33 atm) (de Oliveira *et al.*, 2015). Selon Baver *et al.* (1972), le potentiel matriciel associé à la capacité au champ peut varier largement. Dans les sols hautement stratifiés, il peut atteindre jusqu'à 0,05 kPa, tandis que dans les sols secs en profondeur, il peut descendre jusqu'à 60 kPa (Baver *et al.*, 1972). Selon Kirkham (2005), si la capacité au champ ne peut pas être mesurée directement sur le terrain, elle peut être

estimée comme la teneur en eau du sol à un potentiel matriciel du sol de 30 kPa (Kirkham, 2005). Le point de flétrissement permanent varie également en fonction de la variété de plante, mais il est généralement d'environ 1500 kPa (15 bars). Tant la capacité au champ que le point de flétrissement sont dynamiques et ne peuvent pas être considérés comme des valeurs uniques. Au lieu de cela, il existe une plage de valeurs en fonction de facteurs tels que le profil du sol (texture, compactage, stratification), la distribution de l'eau dans le sol à différentes profondeurs affectant la distribution des racines, le taux de transpiration de la plante et la température (Kirkham, 2005). Par exemple, les sols à texture fine retiennent des quantités d'eau plus élevées que les sols à texture grossière au point de flétrissement permanent.

La fonction de limitation de la plante (PLF) est définie comme une fonction de la succion dans le sol dans la zone racinaire. Lorsque la succion du sol est faible, le PLF est de 1,0, et lorsque le point de flétrissement de la plante est atteint, le PLF est réduit à zéro. Figure 2.4 montre un graphique typique du PLF. Les points limites (valeur de succion à partir de laquelle le taux de transpiration diminue) et de flétrissement se situent généralement autour de 100 et 1 500 kPa, respectivement.

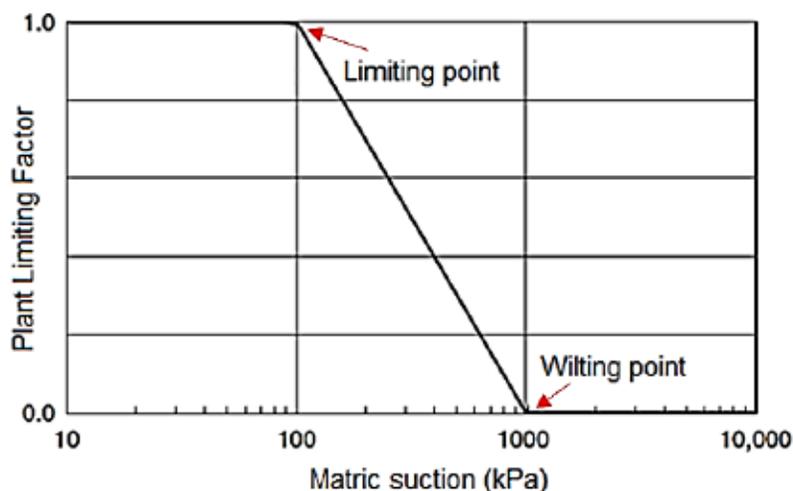


Figure 2.4 Un graphique typique de la fonction de limitation de la plante (PLF) (avec un point de flétrissement permanent à 1000 kPa) (Fredlund *et al.*, 2012)

2.4.2.5 Modèles d'absorption d'eau par les racines

Estimer l'absorption d'eau par les racines (RWU) et le mouvement de l'eau dans les plantes est essentiel pour quantifier l'échange d'eau entre le sol et l'atmosphère par la transpiration des plantes.

Pour ce faire, il existe deux principales classes d'approches de modélisation qui utilisent les données dérivées des racines de différentes manières (Feddes *et al.*, 2001). Tout d'abord, il y a les modèles ascendants ou microscopiques qui offrent des représentations complètes des systèmes plante-racine-sol et de leurs interactions physiques. Deuxièmement, il y a les modèles descendants ou macroscopiques fondés sur les principes de transfert de masse et d'énergie. Ils visent à simplifier les propriétés des racines, souvent en délimitant une capacité en eau disponible pour la plante dans la zone racinaire dans un cadre plus axé sur l'hydrologie. Dans le corpus collectif de la littérature, les chercheurs ont introduit toute une gamme de modèles d'extraction d'eau par les racines, englobant des formes constantes, linéaires, non linéaires, exponentielles et logarithmiques (Kumar *et al.*, 2015).

Dans la première approche, le modèle prend en compte le mouvement radial convergent de l'eau du sol vers une racine représentative individuelle, puis l'ensemble du système racinaire est conceptualisé comme un ensemble de ces racines individuelles, positionnées avec un espacement défini dans le profil du sol. Cette approche microscopique, couramment utilisée dans les études écologiques, analyse le flux d'eau dans des coordonnées cylindriques et résout la distribution des charges de pression de l'eau du sol, des teneurs en eau et des flux (Feddes *et al.*, 2001). Cette approche est complexe car elle tient compte des interactions entre la croissance des racines et les propriétés du sol, de la recherche par les plantes des ressources dans le sol et des réponses des plantes dans des environnements hétérogènes (Cai *et al.*, 2018). Une limitation de cette approche est sa tendance à être confinée à des conditions stationnaires, alors que les détails complexes des plantes nécessaires pour une modélisation précise ne sont pas toujours accessibles (Feddes *et al.*, 2001).

Dans les modèles macroscopiques, l'absorption d'eau par les racines (RWU) fonctionne comme un terme de puits dans l'équation du flux d'eau du sol, éliminant ainsi la nécessité de résoudre les composantes du flux vers les racines individuelles. Au lieu de cela, l'ensemble du système racinaire est traité comme une entité unifiée. L'absorption d'eau dans ces modèles est supposée être répartie selon les densités racinaires (Cai *et al.*, 2018). Ces modèles ne nécessitent pas une compréhension complète de la physique du processus et, par conséquent, ils ne demandent pas l'entrée de nombreux paramètres difficiles à obtenir (Kumar *et al.*, 2015). La simplicité et le temps de calcul réduit rendent ces modèles attrayants pour aborder des problèmes à plus grande échelle. Cependant, les

paramètres et concepts utilisés dans ces modèles sont principalement empiriques et peuvent ne pas être directement liés aux propriétés quantitatives du système racinaire (Cai *et al.*, 2018).

Comme discuté, l'approche macroscopique pour résoudre le problème de l'absorption d'eau par les racines implique l'intégration de l'équation de continuité du flux d'eau avec un terme de puits qui représente le prélèvement d'eau par les racines des plantes (Feddes *et al.*, 2001):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial q}{\partial z} - S \quad (2,20)$$

où θ est le contenu en eau du sol ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$), t est le temps (jours), z est la coordonnée verticale (cm) prise positivement vers le haut, q est la densité de flux d'eau du sol selon la loi de Darcy ($\text{cm} \cdot \text{jour}^{-1}$) prise positivement vers le haut, et S est le taux réel d'absorption d'eau par les racines ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3} \cdot \text{jour}^{-1}$). L'équation de Darcy peut être écrite comme suit :

$$q = -K(h) \frac{\partial (h + z)}{\partial z} \quad (2,21)$$

où K est la conductivité hydraulique ($\text{cm} \cdot \text{jour}^{-1}$) et h est la charge hydraulique de l'eau du sol (cm). La combinaison des équations (2.20) et (2.21) donne l'équation de Richards :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right]}{\partial z} - S(z) \quad (2,22)$$

où C est la capacité différentielle en eau ($d\theta/dh$) (cm^{-1}), c'est-à-dire la pente de la caractéristique hydrique du sol. van Genuchten (1980) a fourni des expressions analytiques pour les caractéristiques hydrauliques du sol $\theta(h)$ et $K(h)$ qui se comportent fortement de manière non linéaire.

Dans des conditions d'humidité optimales, le taux d'extraction d'eau des racines maximal possible $S_p(z)$, intégré sur la profondeur d'enracinement, est égal au taux de transpiration potentiel, T_p ($\text{cm} \cdot \text{jour}^{-1}$), qui est régi par les conditions atmosphériques. Ici, $S_p(z)$ (jour^{-1}) peut être déterminé par la densité de longueur des racines, $\pi_{root}(z)$ ($\text{cm} \cdot \text{cm}^{-3}$), à cette profondeur en tant que fraction de la densité totale de longueur des racines sur la profondeur d'enracinement D_{root} (cm):

$$S_p(z) = \frac{\pi_{root}(z)}{\int_{-D_{root}}^0 \pi_{root}(z) \partial z} T_p \quad (2,23)$$

Les contraintes dues aux conditions sèches ou humides et/ou aux concentrations élevées de salinité peuvent réduire $S_p(z)$. Afin de simplifier le calibrage des paramètres et l'utilisation des données expérimentales existantes, on peut supposer que le stress hydrique et salin est multiplicatif. Cela signifie que le flux réel d'eau des racines, $S(z)$ (jour^{-1}), peut être calculé à partir de

$$S_a(z) = \alpha_{rw} \alpha_{rs} S_p(z) \quad (2,24)$$

où $\alpha_{rw} (-)$ et $\alpha_{rs} (-)$ sont les facteurs de réduction dus aux stress hydriques et salins, respectivement. L'intégration de $S_a(z)$ sur la profondeur d'enracinement donne le taux de transpiration réel (Feddes *et al.*, 2001).

Comme illustré ci-dessus, la distribution de l'absorption d'eau par les racines (RWU) dans le profil du sol est influencée de manière significative par la distribution spatio-temporelle des racines. En particulier, la RWU est généralement supposée être directement liée aux densités de longueur des racines (RLD)(Cai *et al.*, 2018).

Pour résoudre l'équation (2.23), il est nécessaire d'établir à la fois des conditions initiales et des conditions aux limites. La végétation exerce une influence significative sur la répartition des flux à la limite supérieure. Par conséquent, l'intégration d'un modèle de croissance temporelle de la végétation avec le modèle de bilan hydrique du sol devient essentielle. Le modèle SEEP/W présente une solution viable en raison de son intégration robuste de la dynamique de l'absorption d'eau par les racines (RWU) (discutée dans la section 2-4-1).

2.4.2.6 Méthodes de mesure des racines

Diverses techniques existent pour évaluer le développement des racines et les caractéristiques spécifiques des racines, la sélection dépendant souvent de l'échelle de l'étude et de l'équipement disponible (Judd *et al.*, 2015). Sur le terrain, l'approche d'échantillonnage par carottes permet d'évaluer la colonisation des racines en utilisant une carotteuse pour récupérer des échantillons sol-racine du substrat examiné. Après l'extraction, les échantillons sol-racine sont lavés en laboratoire pour éliminer toutes les particules de sol, assurant des mesures précises des racines (Schuurman et Goedewaagen, 1971). Bien qu'il existe un potentiel de perte de racines, le lavage des racines extraites du sol ou de tout autre substrat est une étape intégrée dans de nombreuses méthodes de mesure des racines (Judd *et al.*, 2015). Ces racines lavées sont ensuite analysées pour quantifier leur poids, surface, volume, diamètre, longueur, nombre d'extrémités de racines et densité de longueur de racine.

Les méthodes de mesure conventionnelles continuent d'être largement utilisées pour les échantillons de racines lavées (Wang et Zhang, 2009), cependant, les progrès technologiques ont facilité l'adoption de systèmes automatisés pour évaluer la morphologie des racines. De nombreux programmes informatiques sont actuellement disponibles, tels que WinRHIZO (Regent Instruments, Québec, Canada), capables de quantifier les caractéristiques complexes du système racinaire telles que la ramification, la densité, les angles, la surface totale et l'ordre des racines (Judd *et al.*, 2015). Avant l'analyse, les racines doivent être numérisées à l'aide d'un scanner ou d'un appareil photo. WinRHIZO gère directement la sortie du scanner et évalue les images numériques résultantes. La longueur et le diamètre des racines sont déterminés à l'aide de la méthode non statistique distinctive de Regent et de la méthode statistique de Tennant (méthode d'intersection de lignes). L'approche de Regent garantit des mesures continues précises à chaque point le long de la racine, en tenant compte des chevauchements aux fourches et aux extrémités. Elle calcule la longueur totale des racines à partir d'une image éclaircie par pixel unique en multipliant le nombre de pixels par la taille du pixel et calcule le diamètre moyen en divisant la surface projetée de l'objet imagé par la longueur totale. En supposant une section transversale circulaire pour la racine, la surface est dérivée du diamètre et de la longueur de la racine (Wang et Zhang, 2009).

2.5 Revue des études précédentes sur la conception des recouvrements de type barrière à l'oxygène

La conception d'un recouvrement, étant intrinsèquement spécifique au site, dépend d'une multitude de facteurs, notamment les conditions climatiques, la disponibilité des matériaux, les considérations économiques, les caractéristiques des rejets et la sensibilité à l'environnement environnant. En raison de la combinaison unique de ces variables, il n'existe pas de normes internationales fixes régissant la conception des recouvrements (Rykaart *et al.*, 2006). Lors de l'étape de conception conceptuelle du système de recouvrement, l'objectif est d'aligner les conditions climatiques du site avec la technique envisagée et les matériaux de recouvrement potentiels disponibles, afin de créer des alternatives de conception viables, avant de se lancer dans toute modélisation numérique (O'kane, 2004). Comme mentionné précédemment, il est crucial de reconnaître qu'à long terme, tout système de recouvrement, fonctionnant essentiellement comme un système de sol en surface, interagira inévitablement avec divers facteurs, notamment le climat, l'hydrologie, la végétation, l'activité humaine, la présence animale et le matériau sous-jacent (DeJong *et al.*, 2015 ; Ng *et al.*, 2019b). Par conséquent, lors de la phase de conception, il est

impératif de prendre en compte les processus chimiques, physiques et biologiques potentiels qui pourraient modifier les propriétés mesurées en laboratoire ou supposées du matériau de recouvrement. Ce faisant, on veille à ce que toute modification ne compromette pas involontairement l'efficacité à long terme du système de recouvrement, ce qui évite l'introduction de défauts de conception potentiellement critiques (Bussière et Guittony, 2020).

Les recouvrements de sol conçus en ingénierie sont souvent composés de plusieurs couches présentant des textures contrastées, telles que des couches de bris capillaire, de protection, de support et de végétation (Aubertin *et al.*, 1999). Chaque couche est méticuleusement conçue pour servir un but spécifique au sein du système de recouvrement (Stormont, 1996). On peut s'attendre à ce que chaque couche appliquée dans une telle configuration présente des propriétés hydrogéologiques différentes, puisque ces propriétés sont étroitement liées à la texture du sol.

En se basant sur les connaissances disponibles, les recouvrements incorporant une stratification texturale peuvent entraver le mouvement vertical de l'eau, comme cela est décrit dans la section A-6 de l'annexe A. Cette structure en couches peut faciliter l'accumulation d'eau, affectant à la fois les processus d'infiltration et d'évaporation (Bruch, 1993 ; Huang *et al.*, 2011 ; Zornberg *et al.*, 2010). Par exemple, une étude comparant les capacités de rétention d'eau, qui indiquent le statut de saturation du sol à une pression de l'eau de -10 kPa comme discuté dans la section 2.4.2.4, dans les 1 mètre de profondeur supérieure des profils de sol remis en état dans la région des sables bitumineux de l'Alberta, a révélé que les sols présentant une stratification texturale exhibaient des capacités de rétention d'eau plus élevées par rapport aux profils homogènes. Par conséquent, ces sols stratifiés ont soutenu des écosites plus productifs (Zettl *et al.*, 2011).

Dans les scénarios impliquant des recouvrements de type barrière à l'oxygène, la capacité de rétention d'eau accrue de la couche de granulométrie plus fine peut entraîner des niveaux maintenus de saturation élevés. Cette condition est propice à l'entrave du mouvement de l'oxygène, restreignant finalement sa diffusion (Khire *et al.*, 2000). En plus de bloquer le mouvement des gaz ou de l'oxygène, le degré de saturation élevé résultant de l'effet de bris capillaire peut occasionnellement exposer le matériau de recouvrement à une teneur en humidité élevée, même lorsque la nappe phréatique est profonde (Li *et al.*, 2014).

Malgré le succès documenté de la mise en œuvre des recouvrements de type barrière à l'oxygène dans divers sites miniers restaurés, comme indiqué dans le Tableau 2.3, des préoccupations non résolues persistent concernant leur conception, en particulier en ce qui concerne leur

fonctionnement à long terme. Par conséquent, au cours des dernières années, les efforts de recherche ont visé à aborder ces préoccupations.

Le Tableau 2.3 répertorie des études antérieures sur la conception et la fonctionnalité des recouvrements de type barrière à l'oxygène utilisant différents matériaux recyclés ou localement disponibles. L'examen des recherches antérieures sur les barrières à l'oxygène révèle qu'en dépit des préoccupations de longue date concernant les possibles effets perturbateurs de la pénétration des racines (en tant qu'agent de modification naturel des matériaux de couverture) sur l'intégrité des divers systèmes de recouvrement, tels que les systèmes de confinement des rejets (Handel *et al.*, 1997 ; Hutchings *et al.*, 2001), et la capacité confirmée des racines des plantes à pénétrer même dans des matériaux de recouvrement de haute densité (Stoltz et Greger, 2006), des travaux limités ont été menés sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène.

Les études antérieures sur ce sujet comprennent une première recherche menée par Smirnova *et al.* (2011), qui ont étudié le développement des racines de certaines espèces d'arbres dans un recouvrement de type CEBC sur le site minier de Lorraine, au Québec, Canada. En utilisant la méthode d'excavation des racines, l'étude a montré que les racines de la plupart des espèces arborées pouvaient atteindre la couche de rétention d'humidité (CRH) du recouvrement avec une extension verticale et latérale considérable. Les auteurs ont suggéré que l'extraction intensive de l'eau de la CEBC par les plantes pourrait réduire le degré de saturation de la CRH et finalement impacter les performances du recouvrement (Smirnova *et al.*, 2011). En 2020, Proteau *et al.* ont utilisé la méthode de carottage des racines pour étudier la colonisation des racines sur le recouvrement CEBC sur le même site minier au Québec et ont obtenu des résultats différents (Proteau *et al.*, 2020a). Leurs résultats ont révélé que la colonisation des racines était principalement concentrée dans les 10 premiers centimètres de la CRH. De plus, ils ont examiné l'influence de la colonisation des racines sur les flux d'oxygène à travers la CEBC en employant une approche modifiée pour interpréter les tests de consommation d'oxygène, qui tenait compte des effets de la respiration des racines. Leur étude a démontré que la colonisation limitée des racines observée dans la couverture n'avait pour l'instant aucun effet significatif sur son intégrité (modifications des propriétés hydrogéologiques), mais qu'elle contribuait également à maintenir les flux d'oxygène à travers le CEBC en dessous de la limite du critère de conception (Proteau *et al.*, 2020b). Néanmoins, ils ont souligné la nécessité de prendre en compte les effets des racines dans les conceptions futures des recouvrements de type barrière à l'oxygène en raison de leurs

impacts potentiels sur les propriétés hydrogéologiques du sol. Leur étude a également montré une forte corrélation négative entre la densité de longueur des racines (RLD) et le degré de saturation (S_r) dans les parties de la CRH colonisées par les racines (près de sa surface) (Proteau *et al.*, 2020b).

Contrairement aux barrières d'oxygène, les effets de la végétation sur les recouvrements de type barrière à l'eau ont été beaucoup plus étudiés, principalement dans le domaine des recouvrements finaux sur sites d'enfouissement où le rôle de l'extraction évapotranspirative de l'eau par la végétation a été considéré comme un composant positif important pour la performance (Albright *et al.*, 2004 ; Albright *et al.*, 2010 ; Apiwantragoon *et al.*, 2015 ; Benson *et al.*, 2001 ; Benson *et al.*, 2005 ; Benson *et al.*, 2023 ; Hauser, 2008 ; Smesrud *et al.*, 2012). Ces recouvrements, également appelés recouvrements évapotranspirants ou recouvrements de bilan hydrique (Gorakhki et Bareither, 2017), sont conçus en se basant sur la compréhension que des caractéristiques d'évapotranspiration et de stockage améliorées dans le recouvrement correspondent à un potentiel réduit de percolation à travers le système de recouvrement, facilitant ainsi une meilleure gestion du lixiviat dans les sites d'enfouissement (Saghaei, 2019). L'incorporation d'une végétation appropriée dans ces systèmes améliore non seulement l'attrait esthétique de l'environnement, mais joue également un rôle crucial dans la garantie de la performance à long terme du système en maximisant la contribution de l'ET au bilan hydrique et en réduisant la génération de lixiviat (USEPA, 2006 ; USEPA, 2011). Le rôle de la végétation a également été souligné dans les recouvrements de stockage-relargage dans les mines sous climats secs (Wels *et al.*, 2002 ; Zhan *et al.*, 2014). La durabilité de ce type de recouvrement dépend de la capacité de la végétation de surface à prévenir l'humidification progressive ou le dessèchement de la couverture à long terme (Williams, 2005). Ces systèmes de recouvrement sont généralement considérés comme plus adaptés aux régions aux climats arides ou semi-arides. Dans de telles zones, les précipitations limitées et l'évapotranspiration potentielle plus élevée rendent ces recouvrements plus efficaces. En revanche, dans les régions humides, où les précipitations sont abondantes et où l'évapotranspiration potentielle est généralement plus basse, la performance de ces recouvrements peut être impactée négativement. De plus, dans les climats humides, la neige fond souvent lorsque la végétation est en dormance, et une capacité de stockage d'eau insuffisante peut entraîner une percolation indésirable (USEPA, 2011).

Anticiper les interactions entre la végétation et la performance du recouvrement évapotranspirant nécessite de définir les profondeurs d'enracinement, les patrons d'enracinement,

l'indice de surface foliaire (LAI) et les relations empiriques régissant les taux de transpiration. Ces paramètres sont influencés par des interactions biotiques et abiotiques spécifiques au site, impactant finalement la performance globale du système de recouvrement (Lamoureux et al., 2012). Par conséquent, ils doivent être intégrés dans les modèles pour obtenir des prédictions plus réalistes de la performance du système de recouvrement végétalisé.

Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène

Site minier étudié	Échelle de l'étude	Type de couverture, matériaux utilisés	Remarques	Critères de performance	Ref.
Mine Lorraine, Québec, Canada	Numérique	CEBC, sable uniforme comme couche de bris capillaire (CBC), limon non plastique inorganique comme CRH	<ul style="list-style-type: none"> • L'efficacité du CCBE n'a pas été affectée par la végétation forestière et le changement climatique dans la zone saturée, mais a démontré une plus grande sensibilité à la végétation dans la zone non saturée où la nappe phréatique était peu profonde. 	S _r	(Botula <i>et al.</i> , 2024)
	Numérique (calibré avec des données de terrain)		<ul style="list-style-type: none"> • Le changement climatique (conditions de sécheresse extrême) n'affecte pas la performance à long terme de la CEBC. 	S _r	(Hotton, 2019)
	Sur le terrain		<ul style="list-style-type: none"> • Les effets des racines des plantes ont été pris en compte pour la première fois dans l'évaluation de la performance d'une CEBC. • Une relation négative a été trouvée entre RLD et S_r, et positive entre RLD et K_r. • Impact limité sur l'intégrité du recouvrement en raison de la profondeur limitée de la colonisation des racines. 	Flux d'oxygène	(Proteau <i>et al.</i> , 2020b)
	Sur le terrain		<ul style="list-style-type: none"> • Un rôle potentiel important de la succession végétale et des racines sur le développement de la dynamique de l'eau dans les CEBC. • Colonisation naturelle des plantes ligneuses dès les premières années de construction du recouvrement et colonisation racinaire dans la CRH après 10 ans. 	-	(Smirnova <i>et al.</i> , 2011)
	Laboratoire/Numérique	NPS et recouvrement Monocouche de sable (0,21% S)	<ul style="list-style-type: none"> • Rôle important de la teneur en soufre du recouvrement, de la position de la nappe phréatique, de la taille des particules et de l'épaisseur du recouvrement 	S _r , flux d'oxygène	(Dagenais, 2005 ; Dagenais <i>et al.</i> , 2006)

Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite)

Site minier étudié	Échelle de l'étude	Type de couverture, matériaux utilisés	Remarques	Critères de performance	Ref.
Mine Doyon-Westwood, Québec, Canada	Laboratoire	CEBC, roches stériles réactives comme CBC et résidus désulfurés comme CRH	<ul style="list-style-type: none"> • La contamination provenant des rejets réactifs a été réduite dans divers scénarios de CEBC - des incertitudes persistent concernant la performance à long terme. 	S_r , qualité du lixiviat	(Larochelle, 2018 ; Larochelle <i>et al.</i> , 2019)
		CEBC, mélange sol-boue non générateur d'acidité comme CRH	<ul style="list-style-type: none"> • Le mélange de 25 % de boues et de sols limoneux peut fournir une conductivité hydraulique saturée (environ 10^{-5} cm/s) et des propriétés de rétention d'eau (AEV environ 30 kPa) appropriées pour le mélange à utiliser dans la CRH d'une CEBC. • Modification limitée du comportement du mélange après gel-dégel. 	-	(Mbonimpa <i>et al.</i> , 2016)
		NPS et recouvrement Monocouche de résidus désulfurés	<ul style="list-style-type: none"> • Une réduction de 96 % du flux d'oxygène a été obtenue dans des conditions stables. • Importance du niveau de la nappe phréatique: une nappe phréatique plus basse a entraîné une baisse du S_r, un risque plus élevé de génération de DMA et de libération de métaux, ainsi qu'un flux d'oxygène plus élevé. • Importance de la teneur en soufre du recouvrement : quantité critique pour consommer l'oxygène diffusé mais ne pas provoquer de DMA. 	Flux d'oxygène	(Demers <i>et al.</i> , 2008)

Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite)

Site minier étudié	Échelle de l'étude	Type de couverture, matériaux utilisés	Remarques	Critères de performance	Ref.
Mine Doyon-Westwood, Québec, Canada	Laboratoire / Sur le terrain	NPS et recouvrement monocouche de résidus désulfurés de différentes sources (résidus sableux Westwood et résidus silteux de Goldex)	<ul style="list-style-type: none"> • Capacité de barrière à l'oxygène plus élevée obtenue avec un matériau plus fin. • Les effets de certains paramètres de conception (granulométrie du recouvrement, épaisseur du recouvrement, présence d'une couche supplémentaire et niveau de la nappe phréatique) sur les performances de la NPS et la consommation d'oxygène à long terme par le matériau de recouvrement à faible teneur en sulfures ont été évalués dans le cadre d'une étude géochimique. • Plus la nappe phréatique est élevée, plus le flux d'oxygène est limité. • Une AEV inférieure du matériau de recouvrement conduit à une pénétration plus profonde de l'oxygène. • Amélioration à court terme des performances du recouvrement barrière à l'oxygène par la teneur en sulfures grâce à la consommation d'une partie de l'oxygène diffusant. 	Qualité du lixiviat, flux d'oxygène	(Rey <i>et al.</i> , 2016 ; Rey, 2019 ; Rey <i>et al.</i> , 2020b ; Rey <i>et al.</i> , 2020a)

Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite)

Site minier étudié	Échelle de l'étude	Type de couverture, matériaux utilisés	Remarques	Critères de performance	Ref.
Mine Doyon-Westwood, Québec, Canada	Sur le terrain / Numérique	NPS, recouvrement Monocouche de résidus désulfurés Goldex	<ul style="list-style-type: none"> • Suivi hydrologique et géochimique sur 3 ans. L'effet du changement climatique sur la technique NPS a été évalué dans 3 scénarios différents. • Rôle important du niveau de la nappe phréatique, des propriétés et de l'épaisseur des matériaux. • Nécessité de modifier le modèle numérique pour mieux représenter les effets de la sécheresse lors d'un été sec (non seulement par le manque de précipitations mais aussi par les altérations de l'évapotranspiration et la rétention d'eau). • Diverses méthodes ont été employées pour modéliser le changement climatique : (1) la simulation de sécheresses extrêmes à partir de données climatiques réelles antérieures, avec une période de sécheresse de 2 mois prise en compte, (2) la sélection de l'année présentant l'été le plus sec pour chaque scénario climatique retenu, et (3) l'analyse des conditions climatiques projetées sur 80 années avec une résolution quotidienne. La troisième approche s'est avérée plus précise en raison des effets cumulatifs. 	Qualité du lixiviat, S_r , flux d'oxygène	(Lieber <i>et al.</i> , 2018 ; Lieber, 2019 ; Lieber <i>et al.</i> , 2022)
Mine Manitou, Québec, Canada	Laboratoire/Numérique	CEBC, résidus fins non réactifs (3 % de pyrite) comme CRH, sable comme CBC	<ul style="list-style-type: none"> • Une couverture CEBC à 5 couches avec une couche supérieure organique de 10 à 20 cm, une couche de protection de 30 à 50 cm, une couche de drainage >30 cm, une épaisseur de CRH supérieure à la différence entre son AEV et la WEV de la couche grossière inférieure, et enfin CBC >30 cm est efficace pour limiter la génération de DMA. • Au cours d'une période d'essai de 2 ans, $S_r > 90\%$ dans la CRH et une migration limitée de l'oxygène vers les résidus ont été observés. 	S_r , flux d'oxygène, qualité du lixiviat	(Aachib, 1997)

Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite)

Site minier étudié	Échelle de l'étude	Type de couverture, matériaux utilisés	Remarques	Critères de performance	Ref.
Mine Manitou, Québec, Canada	Sur le terrain / Numérique	NPS avec recouvrement monocouche de résidus désulfurés Goldex	<ul style="list-style-type: none"> • Un suivi de terrain de 3 ans a montré des résultats positifs : degré élevé de saturation à la base du recouvrement à grains fins en raison des effets de remontée capillaire, faibles flux d'oxygène à la surface des résidus réactifs de Manitou. • Les changements dans la teneur en soufre du recouvrement ou les effets des changements climatiques peuvent influencer les performances. 	S_r , flux d'oxygène	(Ethier <i>et al.</i> , 2017 ; Ethier, 2018)
Mine Selbaie, Québec, Canada	Laboratoire/Numérique	Recouvrement monocouche de moraine avec NPS	<ul style="list-style-type: none"> • L'épaisseur du recouvrement n'a pas d'effet significatif. • Impact important des propriétés hydrogéologiques du recouvrement monocouche et de la profondeur de la nappe phréatique: Degré de saturation suffisant avec nappe peu profonde + matériaux grossiers, nappe profonde + matériaux fins 	S_r	(Cosset, 2009)
Mines Manitou et Selbaie, Québec, Canada	Laboratoire/Numérique	NPS avec recouvrement monocouche de a) résidus non générateurs d'acide à grains fins et légèrement alcalins b) moraine naturelle (limon sableux avec gravier et galets)	<ul style="list-style-type: none"> • En raison de la performance réduite du recouvrement en présence de résidus préoxydés, les critères d'efficacité des systèmes de recouvrement sur les résidus frais non oxydés peuvent ne pas être directement applicables aux résidus préoxydés. • Influence importante de la position de la nappe phréatique: la désaturation se produit à des positions plus profondes que AEV des résidus réactifs sous l'interface couverture-résidus. • Effet d'épaisseur du recouvrement: fin = peu d'efficacité épais = moins sensible aux variations climatiques • Aucune influence significative de la granulométrie du recouvrement et des résidus 	S_r , flux d'oxygène	(Pabst, 2011a ; Pabst <i>et al.</i> , 2014 ; Pabst <i>et al.</i> , 2017a ; Pabst <i>et al.</i> , 2017b ; Pabst <i>et al.</i> , 2018)

Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite)

Site minier étudié	Échelle de l'étude	Type de couverture, matériaux utilisés	Remarques	Critères de performance	Ref.
Mines Manitou et Selbaie, Québec, Canada		Recouvrement monocouche de résidus non générateurs d'acide, Bicouche de CRH de till sur stériles, et CEBC avec un résidu non générateur d'acide et un till comme CRH, deux stériles comme CBC	<ul style="list-style-type: none"> • Une étude comparative sur les recouvrements monocouches, bicouches et à trois couches : Les objectifs de conception généraux développés pour les résidus non oxydés peuvent ne pas toujours être directement applicables aux résidus déjà oxydés en raison de l'efficacité réduite du recouvrement avec les résidus pré-oxydés. • Le comportement et l'efficacité d'un recouvrement monocouche placé sur des résidus réactifs dépendent de facteurs spécifiques, notamment la position de la nappe phréatique, la chimie initiale de l'eau interstitielle et les propriétés hydrogéologiques et les épaisseurs des matériaux du recouvrement. • Les couvertures à trois couches avec effets de barrière capillaire (CEBC) se sont révélées beaucoup plus efficaces pour réduire le flux d'oxygène et la génération de DMA. 	S _r , flux d'oxygène, qualité du lixiviat	
Mine Raglan, Nunavik, Québec, Canada	Laboratoire	CIEBC*, résidus désulfurés comme CRH, roche concassée comme couches de support et de protection	<ul style="list-style-type: none"> • Résultats réussis avec une efficacité légèrement supérieure de la colonne contenant la plus forte teneur en sulfures 	S _r , flux d'oxygène	(Lessard <i>et al.</i> , 2018)
		CIEBC, roche concassée comme couche de support et de protection et mélange de bentonite de roche concassée (3 bentonites) comme CRH	<ul style="list-style-type: none"> • La capacité des recouvrements testés à agir comme des barrières contre l'oxygène a été fortement réduite par les cycles de gel-dégel. 	S _r , flux d'oxygène	(Boulangier-Martel <i>et al.</i> , 2016)
Vales Copper Cliff Tailings, Ontario, Canada	Laboratoire/Numérique	CEBC, sable comme CBC, et biosolides municipaux comme CRH	<ul style="list-style-type: none"> • Résultats réussis: Les couches de biosolides sont restées presque entièrement saturées tout au long de périodes de séchage prolongées. 	S _r , qualité du lixiviat	(Hey, 2018)

Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite)

Site minier étudié	Échelle de l'étude	Type de couverture, matériaux utilisés	Remarques	Critères de performance	Ref.
Mine LaRonde, Québec, Canada	Laboratoire/Numérique	CEBC, Les roches stériles réactives ont été utilisées comme CBC, tandis que les résidus désulfurés ont été utilisés comme CRH	<ul style="list-style-type: none"> • La bonne utilisation de matériaux de roches stériles de taille de grain tronquée (0-20 mm et 0-50 mm) a été confirmée pour le CBC: le flux d'oxygène s'est avéré faible, avec une saturation élevée du CRH. • Cohérence des teneurs en eau volumique et du profil de succion obtenus en laboratoire et dans les modèles numériques. 	S _r , flux d'oxygène	(Kalonji-Kabambi <i>et al.</i> , 2017)
Mine Meadowbank, Nunavut, Canada	Sur le terrain	CIEBC, Les roches stériles fines (<50 mm), compactées et non génératrices d'acide, ont été utilisées comme CRH. Les roches stériles non génératrices d'acide, mais lâches, ont été utilisées comme CBC et couches de protection.	<ul style="list-style-type: none"> • La performance d'une couverture isolante avec effet de barrière capillaire a été évaluée dans un environnement arctique. La CRH a réussi à approcher la saturation avec succès pour contrôler la diffusion de l'oxygène vers les résidus réactifs. • Les températures des rejets miniers et/ou les flux d'oxygène ont été contrôlés, limitant ainsi la génération de drainage minier acide. 	S _r , flux d'oxygène	(Boulangier-Martel <i>et al.</i> , 2017)
Mine Follidal, Norvège	Laboratoire	CEBC, a) Les résidus pré-oxydés en tant que CRH, les couches à gros grains en tant que CBC b) Les sables fins en tant que CRH, les couches à gros grains en tant que CBC	<p>Valorisation des résidus pré-oxydés.</p> <p>Une évaluation géochimique supplémentaire est nécessaire pour étudier la stabilité géochimique à long terme.</p>	S _r , flux d'oxygène	(Tvedten <i>et al.</i> , 2017)
Waite Amulet, Québec, Canada	Laboratoire / Sur le terrain	Couverture à trois couches (sable, argile compactée, sable fin) avec une NPS	<ul style="list-style-type: none"> • Réussite: la couche fine est restée près de la saturation (~93 %) même dans des conditions sèches, avec une réduction de 99,9 % du flux d'oxygène à l'échelle de laboratoire. • Réduction jusqu'à 91 % de la concentration en sulfate à l'échelle du terrain. 	S _r , flux d'oxygène, qualité du lixiviat	(Yanful <i>et al.</i> , 1994)

Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite)

Site minier étudié	Échelle de l'étude	Type de couverture, matériaux utilisés	Remarques	Critères de performance	Ref.
Mine Aldermac (secteur nord).	Laboratoire/Numérique	Recouvrement monocouche de matériau sablonneux (25,2 % de soufre) avec une NPS	<ul style="list-style-type: none"> • Rôle important de la teneur en soufre, de la position de la nappe phréatique, de la taille des particules et de l'épaisseur du recouvrement. 	S_r , flux d'oxygène	(Dagenais, 2005 ; Dagenais <i>et al.</i> , 2006)
Site de Les Terrains Aurifères (LTA), Québec, Canada	Sur le terrain/Numérique	CEBC, une CBC d'une épaisseur de 0,5 m, une CRH d'une épaisseur de 0,8 m composée de résidus non générateurs d'acide une couche de protection (CP) d'une épaisseur de 0,3 m	<ul style="list-style-type: none"> • Efficace 	S_r	(Dagenais <i>et al.</i> , 2005)
Mines Louvicourt et Sigma mines, Québec, Canada	Laboratoire	NPS et recouvrement monocouche de sable	<ul style="list-style-type: none"> • Réussite par rapport aux conditions de conception: rôle important de la position de la nappe phréatique dans le maintien de la saturation, • Rôles importants de la taille des grains et de l'indice de vide des résidus (influençant à leur tour les valeurs k_{sat} et AEV) dans le contrôle de la qualité du drainage: une k_{sat} plus faible et un AEV plus élevé limitent la désaturation. • Effet négligeable de la minéralogie sur l'évolution hydrogéochimique à l'état de saturation ($S_r \geq 90\%$) 	S_r	(Ouangrawa <i>et al.</i> , 2010)
Mine d'or de Detour Lake, Ontario, Canada	Numérique (Aucune donnée de terrain disponible pour le calibrage donc la pertinence a été évaluée en reproduisant les résultats de (Dobchuk, 2002))	NPS et recouvrement monocouche de résidus désulfurés	<ul style="list-style-type: none"> • Les recouvrements à grains fins ont mieux performé sous des conditions de changement climatique défavorables par rapport aux couvertures à grains grossiers. • Cependant, la performance des recouvrements fins se détériorera avec le temps en raison de changements évolutifs dans leurs propriétés hydrauliques. 	Flux d'oxygène	(Ahmad, 2018)

Tableau 2.3 Résumé des recherches antérieures sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène (suite)

Site minier étudié	Échelle de l'étude	Type de couverture, matériaux utilisés	Remarques	Critères de performance	Ref.
Mine d'or de Detour Lake, Ontario, Canada	Laboratoire/Numérique	NPS et recouvrement monocouche de résidus désulfurés	<ul style="list-style-type: none"> • Non réussi dans certaines zones • Rôle significatif de la profondeur de la nappe phréatique et de la taille des grains des matériaux en recouvrement monocouche 	Flux d'oxygène	(Dobchuk, 2002 ; Dobchuk <i>et al.</i> , 2013)

*CIEBC: Couverture Isolante à Effets Barrière Capillaire

2.6 Végétation et bilan hydrique des systèmes de recouvrement

Dans un système de recouvrement végétalisé, l'écoulement naturel de l'eau dans le continuum sol-végétation-atmosphère pourrait s'effectuer via diverses voies, car il passe continuellement des précipitations à l'évapotranspiration. Il peut être intercepté par la végétation et directement évaporé dans l'atmosphère, s'infiltrer dans la couverture pour l'évaporation de surface ou la transpiration des plantes, contribuer au ruissellement de surface ou s'infiltrer à travers les couches de couverture pour recharger les eaux souterraines. La végétation influence considérablement le cycle hydrologique en facilitant l'échange d'énergie, d'eau, de carbone et d'autres substances (Zhang *et al.*, 1999). La présence de végétation influence le ruissellement de surface via l'interception des précipitations et les processus d'évapotranspiration (Zhang *et al.*, 1999).

Les systèmes racinaires extensifs peuvent jouer un rôle crucial dans la fixation de la surface du sol et dans la limitation du ruissellement (Conesa *et al.*, 2007 ; Tordoff *et al.*, 2000). Ils renforcent le sol et augmentent sa résistance au cisaillement, offrant ainsi une résistance à l'érosion et favorisant l'infiltration. L'étude de plusieurs types de graminées a montré qu'outre l'influence considérable de les racines, pendant la saison de croissance, la couverture aérienne apporterait une contribution supplémentaire au contrôle du ruissellement et de l'érosion (Gutierrez *et al.*, 1996).

La végétation pompe de l'eau à travers ses racines, dans les matériaux colonisés par les racines, vers les feuilles transpirantes (Proteau *et al.*, 2020a). Elle apporte également de la matière organique (MO) au sol, ce qui diminue la porosité du sol et modifie sa rétention d'eau (Guittoumy-Larchevêque *et al.*, 2013), et peut réduire la densité apparente du sol et changer le pH du sol (Sheoran *et al.*, 2010). Sa présence modifiera donc les paramètres du bilan hydrique du sol porteur (Shurniak et Barbour, 2002). Une telle interaction entre la végétation et l'hydrologie du sol est

cependant généralement non linéaire, varie selon les saisons et n'est pas encore bien comprise (Australian, 2007 ; Cejpek *et al.*, 2018 ; DeJong *et al.*, 2015 ; Martínez-Murillo et Ruiz-Sinoga, 2007 ; MEND, 2014 ; Shurniak, 2003).

L'une des altérations les plus notables induites par les plantes dans la structure du sol comprend le développement de macropores interconnectés et d'agrégats stables à l'eau grâce à la pénétration des racines. Ces changements améliorent l'aération du sol et facilitent le mouvement et le stockage de l'eau dans le sol (Angers et Caron, 1998 ; Ng *et al.*, 2019a ; Shao *et al.*, 2017). À mesure que les racines se développent dans la matrice du sol, elles exercent des contraintes de compression et de cisaillement sur le sol environnant, entraînant des modifications de l'état de porosité. Ce processus se traduit souvent par une réduction de la porosité à proximité immédiate des racines, un élargissement de certains ou la formation de nouveaux pores, dont certains peuvent appartenir à la catégorie des macro-pores ($>30 \mu\text{m}$) (Angers et Caron, 1998). Dans une couverture, la formation de macropores peut faciliter des flux préférentiels, permettant à l'air et à l'eau de contourner la matrice de recouvrement (Angers et Caron, 1998) vers les résidus sous-jacents. Ainsi, les performances à long terme du recouvrement peuvent être directement impactées. Par exemple, Taylor *et al.* (2003) ont mené une étude pour examiner les facteurs contribuant à la dégradation du recouvrement en stériles de Rum Jungle en Australie. Leur enquête a révélé qu'après une décennie, la baisse des performances du recouvrement était attribuée à plusieurs facteurs, notamment à la pénétration des racines (Taylor *et al.*, 2003). Une étude de surveillance de 9 ans comparant différents types de végétation a révélé que l'impact de la végétation sur les macropores du sol est directement proportionnel à la taille de la plante (Grevers et Jong, 1990).

De plus, après les efforts de remise en état, à mesure que les racines et les hyphes fongiques se développent, des polysaccharides microbiens, des exsudats de racines et de la matière organique (MO) sont introduits dans le sol. Ce processus initie la formation de macro-agrégats à partir de matière organique récente et âgée, ainsi qu'à partir de micro-agrégats libres, de limon et d'argile. Une fois les macro-agrégats stables établis, des micro-agrégats se développeront ensuite au sein de ces macro-agrégats, adhérant au concept de hiérarchie des agrégats (Wick *et al.*, 2007). Les microagrégats nouvellement formés, abrités au sein de macroagrégats, présentent une stabilité remarquable et possèdent une porosité plus faible que les macroagrégats. Ce processus d'agrégation augmente l'espace poreux du sol et entraîne par conséquent une diminution de la densité apparente (Wick *et al.*, 2007). De plus, les racines de certaines plantes, en particulier les graminées, peuvent

servir d'agents liants naturels, accumulant de fines particules de sol pour former des macro-agrégats stables, un processus qui peut persister même après la mort de la racine (Tisdall et Oades, 1982).

Le principal mécanisme par lequel les racines des plantes modifient les propriétés hydrauliques du sol consiste à modifier la géométrie des espaces poreux (Scanlan, 2009) et la distribution de la taille des pores, ce qui pourrait entraîner des changements dans les propriétés hydrogéologiques du sol. Par exemple, des changements de conductivité hydraulique saturée de -90 % (Barley, 1953) à 650 % (Li et Ghodrati, 1994) ont été associés au blocage des racines par les pores et à la création de macropores lors de la décomposition, respectivement.

De nombreuses études ont été menées pour évaluer l'influence de la végétation sur le bilan hydrique des recouvrements utilisés pour fermer les sites, en se concentrant principalement sur les recouvrements définitifs sur sites d'enfouissement dans les climats arides, semi-arides et tempérés. Ces investigations intègrent souvent des facteurs tels que l'évaporation ou l'évapotranspiration potentielle dans le calcul du bilan hydrique (Albright *et al.*, 2004 ; Apiwantragoon *et al.*, 2015 ; Wilson *et al.*, 1997 ; Woyshner et Yanful, 1995 ; Yanful *et al.*, 2003). À ce jour, peu d'études ont examiné l'impact des couches de végétation sur l'évapotranspiration réelle et les composantes mesurées de percolation dans le contexte des recouvrements de restauration minière, en particulier dans les climats humides. Le Tableau 2.4 fournit un résumé concis des recherches pertinentes antérieures menées sur les recouvrements utilisés en restauration minière.

Dans une étude menée par Loch en 2000, l'impact de la couverture végétale sur la réduction du ruissellement et de l'érosion d'une zone minière restaurée a été quantifié. La zone d'étude consistait en une section réhabilitée (avec une pente uniforme de 15 %) du site de la mine Meandu à Tarong, en Australie. Différents niveaux de couverture végétale ont été examinés, allant de 0 % à 100 % du sol recouvert. En utilisant des conditions de pluie et de tempête simulées dans les tests, l'auteur a conclu que l'augmentation de la couverture végétale entraîne une plus grande quantité et un plus grand taux d'infiltration, tout en réduisant considérablement l'érosion (Loch, 2000). Ses conclusions étaient conformes à celles de (Sanchez et Wood, 1989). Ils ont postulé collectivement que la végétation modifie le comportement hydrologique des sols miniers par plusieurs mécanismes. Il s'agit notamment d'améliorer l'infiltration, de protéger la morphologie du sol de l'impact des précipitations (telles que les gouttes de pluie), d'atténuer l'énergie du ruissellement et de favoriser la formation et la stabilisation des agrégats du sol. Ces processus élèvent collectivement la perméabilité du sol (Bochet *et al.*, 1999 ; Zuazo et Pleguezuelo, 2008).

Tableau 2.4 Investigations antérieures sur l'influence de la végétation sur le bilan hydrique de sites miniers restaurés

Site minier	Emplacement	Type de recouvrement	Type de végétation	Composant clé du bilan hydrique	Ref.
Mine Meandu	Tarong, sud du Queensland	Loam sableux gris sur déblais de grès	Graminées, semis d'arbres, mauvaises herbes	Infiltration	(Loch, 2000)
Syncrude Canada Limited (SCL)	Fort McMurray, Alberta	Mélange tourbe/till	Graminées	Évapotranspiration et stockage de l'eau	(Shurniak, 2003 ; Shurniak et Barbour, 2002)
Mines Kidston Gold	Nord du Queensland, Australie	Stockage/ relargage (couche de paillis de sol rocheux sur couche argileuse compactée)	Herbes plantées, arbres plantés/colonisation spontanée	Évapotranspiration	(Williams <i>et al.</i> , 2006)
Mine Alcan Gove	Région d'Arnhem Est, Territoire du Nord, Australie	Sol superficiel	Grands arbres, strate arbustive et herbacée, graminées vivaces	Infiltration	(Spain <i>et al.</i> , 2006)
Mine Whistle	Ontario, Canada	Barrières sable-GCL/sable-limon	Graminées	Infiltration	(Aduwusu <i>et al.</i> , 2007)
Mine El Moral (Utrillas coalfield)	Centre-est de l'Espagne	Déblais non salins et à texture argilo-limoneuse	Graminées vivaces et herbes légumineuses	Infiltration	(Moreno-de las Heras <i>et al.</i> , 2009)
Teck Coal Ltd.	Elk Valley, Colombie-Britannique	-	Arbres, graminées, mousses, graminées vivaces	Évapotranspiration	(Fraser, 2014)
Antaibao (ATB) mine de charbon à ciel ouvert	Pingshuo, Province du Shanxi, Chine	Sol loess	Herbes, arbres forestiers, arbustes	Infiltration	(Zhang <i>et al.</i> , 2015)
Mines Peak Gold	Cobar, ouest de la Nouvelle-Galles du Sud, Australie	Stériles (non acidogènes)	Graminées indigènes, semis d'arbustes, arbustes, herbes	Évapotranspiration	(Arnold <i>et al.</i> , 2015)
Mine de charbon Wise County	Virginie, États-Unis	Terre végétale composée d'un mélange de grès et de schiste	Graminées et légumineuses, feuillus	Infiltration	(Clark et Zipper, 2016)
Mine de charbon Yongli	Région autonome de Mongolie intérieure, nord du plateau de Loess en Chine	-	Légumineuses, plantes herbacées, graminées	Infiltration	(Wu <i>et al.</i> , 2017)

Dans une étude menée sur le site de Syncrude Canada Limited en Alberta, Shurniak et ses collègues ont examiné la performance hydrologique de divers systèmes de recouvrement en sol installés pour restaurer les morts-terrains salins-sodiques. En utilisant un programme nommé SoilCover 2000, ils ont incorporé des courbes caractéristiques multimodales de l'eau du sol et des fonctions de conductivité hydraulique, en tenant compte de l'influence de la végétation. Cette approche a abouti à un alignement plus étroit entre les données prédites par le modèle et les données expérimentales. Leurs résultats ont souligné l'impact significatif de la végétation sur les taux d'évapotranspiration et le stockage de l'eau (Shurniak & Barbour, 2002).

En 2006, Williams et son équipe ont partagé les résultats d'une enquête de surveillance de neuf ans sur des empilements réactifs restaurés avec des recouvrements de type barrière à l'eau dans le climat semi-aride de l'Australie. Ils ont souligné l'importance de la végétation pour faciliter la transpiration de l'excès d'eau stockée dans les zones efficacement restaurées (Williams *et al.*, 2006). Au cours de la même année, une étude distincte menée sur une mine de bauxite fermée et végétalisée en Australie a révélé des taux d'infiltration accrus sur une période de 25 ans. Cette augmentation a été attribuée aux modifications physiques du sol et aux processus biologiques facilités par la présence de végétation (Spain *et al.*, 2006). En 2007, une enquête supplémentaire a validé davantage l'importance de la végétation dans l'atténuation de l'évaporation du sol à cause de la présence de la canopée et encourage également l'infiltration lorsque les racines des plantes absorbent l'eau. (Aduwusu *et al.*, 2007).

En 2009, le chercheur espagnol Moreno-de Las Heras et ses collègues ont étudié l'impact de la couverture végétale herbacée sur l'hydrologie du sol à travers des expériences de simulation de pluie menées sur un site de mine de charbon restauré dans un climat continental méditerranéen (Moreno-de las Heras *et al.*, 2009). Leur étude a révélé que la végétation entraînait des retards prolongés dans l'initiation et la stabilisation du ruissellement, entraînant une réduction de l'intensité du ruissellement. À l'inverse, il a été observé que la couverture végétale augmentait les taux d'infiltration et approfondissait la profondeur du front mouillant dans les sols restaurés.

Cependant, une étude ultérieure menée par Fraser en 2014 sur un site de mine de charbon restauré a proposé un point de vue différent. Les recherches de Fraser ont indiqué que les futurs efforts de remise en état devraient envisager d'utiliser la végétation de surface comme moyen de réduire potentiellement l'infiltration et la percolation en profondeur, plutôt que de les augmenter (Fraser, 2014). L'étude de Fraser comportait une comparaison entre une zone de végétation (type forêt et

herbacé) et une surface de stériles nue à Elk Valley, en Colombie-Britannique. Les résultats ont indiqué que la présence de végétation pourrait modifier considérablement les quantités respectives d'évapotranspiration, de stockage d'eau dans le sol et de percolation en profondeur. Il a été suggéré que les taux d'évapotranspiration seraient systématiquement plus élevés dans les sites végétalisés. Également, l'étude a également révélé que la plus grande percolation s'est produite sur le site rocheux nu.

En 2015, Zhang et son équipe de recherche ont mené une enquête sur l'impact de la végétation sur le ruissellement et l'érosion. Ils ont réalisé une expérience de terrain sur une décharge d'une mine de charbon à ciel ouvert pour évaluer ces effets (Zhang et al., 2015). Ils ont mis en place plusieurs parcelles avec un positionnement varié, notamment des plates-formes et des pentes, ainsi que différents types de végétation. Grâce à leur étude, ils ont découvert qu'à long terme, la végétation a le potentiel d'augmenter la teneur en matière organique du sol, d'améliorer ses propriétés physiques et d'augmenter sa résistance à l'érosion en renforçant l'infiltration dans le sol. Le mélange graminées-arbustes peut contribuer à l'établissement d'un site restauré stable.

Une autre étude menée dans le climat semi-aride de l'Australie, axée sur le site restauré de Peak Gold Mines, a souligné le rôle crucial de la végétation dans la conception d'une barrière à l'eau optimale. L'objectif était de maximiser l'évapotranspiration et de minimiser le drainage vers les rejets dangereux sous-jacents (Arnold *et al.*, 2015).

En 2016, Clark et Zipper ont étudié l'infiltration et les voies d'écoulement souterrain dans les sols miniers en comparant deux couches de végétation distinctes sur une ancienne mine de charbon à ciel ouvert. Leur étude s'est concentrée sur une zone reboisée et une zone gazonnée pour examiner les différences dans ces processus hydrologiques (Clark et Zipper, 2016). Pour leur étude, Clark et Zipper ont utilisé une méthodologie de traçage pour évaluer divers facteurs, notamment les taux d'infiltration et les conductivités hydrauliques. Leurs résultats ont indiqué que le taux d'infiltration moyen était plus élevé dans les zones reboisées que dans les zones enherbées. Cela suggère que le type de végétation joue un rôle en influençant les taux d'infiltration sur les sols miniers à faible granulométrie. De plus, les taux d'infiltration moyens observés dans les zones reboisées et enherbées dépassaient ceux mesurés sur d'autres sites miniers. Cette différence s'explique par la présence d'une couche arable peu nivelée sur le site minier, qui favorise la croissance de la végétation. De plus, l'étude a révélé qu'il y avait beaucoup plus de voies d'écoulement dans la zone gazonnée que dans la zone reboisée. Cette différence a été attribuée à des mécanismes

d'écoulement distincts dans les zones gazonnées et reboisées résultant de leurs systèmes racinaires différents (Clark et Zipper, 2016).

Ainsi, selon la littérature existante, l'établissement et la croissance de plantes herbacées sur les sites miniers contribuent positivement à l'amélioration de la capacité d'infiltration et au contrôle de l'érosion (Clark et Zipper, 2016 ; Moreno-de las Heras *et al.*, 2009). Le réseau racinaire robuste de ces plantes garantit non seulement la résilience de l'écosystème face aux conditions climatiques extrêmes, mais contribue également à améliorer la qualité des sols de surface (Shi *et al.*, 2012 ; Wu *et al.*, 2014). Ce rôle a suscité une attention considérable, en particulier dans les régions arides et semi-arides (Wu *et al.*, 2016). Les résultats d'une étude ultérieure menée dans une région semi-aride en 2017 ont indiqué que les canaux racinaires exerçaient une influence notable sur la capacité d'infiltration de la matrice. Cela a conduit à un taux d'infiltration plus élevé observé dans les prairies de légumineuses et les prairies à semis mixtes par rapport aux prairies graminées, principalement en raison des dimensions plus grandes des canaux racinaires des légumineuses (Wu *et al.*, 2017).

Plus récemment, une autre étude de terrain a également été réalisée sur le site minier Canadian Malartic, Québec, Canada, évaluant l'effet de saules à croissance rapide sur le bilan hydrique en utilisant un certain nombre de cellules construites sur des digues de stériles (Chevé *et al.*, 2018). Les résultats de cette étude ont montré que sur une période de cinq saisons de croissance, l'évapotranspiration était la composante avec la contribution la plus élevée et que la percolation diminuait à moins de 15 % des précipitations cumulées totales dans les cellules végétalisées à partir de la 2^e année (Jalabert, 2024).

2.6.1 Comparaison des effets des plantes herbacées et ligneuses sur le bilan hydrique

Les racines des plantes présentent une croissance continue vers les sources d'eau, facilitant une augmentation du flux d'eau descendant vers les horizons plus profonds du sol à travers les canaux racinaires. Cet effet est directement proportionnel à la taille et à l'étendue du système racinaire de la plante (Devitt et Smith, 2002). La taille du système racinaire d'une plante est intrinsèquement liée à son type biologique, les plantes ligneuses possédant généralement un système racinaire plus grand que les plantes herbacées (Liu *et al.*, 2017). Le modèle de développement des racines diffère considérablement selon les catégories de plantes. Comme le démontre une étude de traçage (Clark et Zipper, 2016) dans une zone reboisée, les racines grossières peuvent s'étendre plus profondément

dans le sol de la mine, créant ainsi des conduits pour le mouvement du colorant à travers le sous-sol. Cela permet au colorant de voyager préférentiellement le long des chemins d'écoulement formés par le système racinaire. En revanche, dans une zone gazonnée, le colorant a tendance à se propager dans de nombreux chemins d'écoulement à travers des pores plus petits et des macropores proches de la surface (Clark et Zipper, 2016).

Les preuves concernant l'influence des plantes sur la recharge en eau du sol suggèrent que la transition d'une végétation basse, comme l'herbe, à une végétation forestière mature peut diminuer la recharge en eau de 25 à 45 %. Cette réduction peut être attribuée à la demande en eau et aux taux de transpiration plus élevés des arbres par rapport à la végétation plus basse (Wang *et al.*, 2011). Les plantes ligneuses présentent généralement des taux de transpiration plus élevés et ont par conséquent une plus grande demande en eau que les plantes herbacées. En conséquence, leurs racines sont plus réactives à l'augmentation des niveaux d'humidité du sol que les racines herbacées. De plus, les plantes ligneuses possèdent un système racinaire plus profond que les plantes herbacées (Schenk et Jackson, 2002b), ce qui leur permet d'accéder à l'eau stockée dans les couches plus profondes du sol. Cette caractéristique les rend moins vulnérables aux épisodes de sécheresse (Alaghmand *et al.*, 2014). De plus, grâce à un phénomène appelé remontée hydraulique, les plantes ligneuses sont capables de redistribuer l'eau des couches de sol plus profondes et humides vers les couches superficielles plus sèches (Richards et Caldwell, 1987). Ce processus facilite la survie et la croissance des racines dans les couches supérieures et sèches du sol. Par conséquent, les zones dotées d'une couverture végétale à racines profondes peuvent contribuer à maintenir une nappe phréatique plus profonde (Alaghmand *et al.*, 2014). À l'inverse, la répartition peu profonde des racines et l'accès limité aux sources d'eau profondes rendent potentiellement les plantes herbacées plus sensibles à la sécheresse que les plantes ligneuses (Scanlan, 2009). Une étude de modélisation menée par Alaghmand *et al.* (2014) sur divers types de végétation, y compris les eucalyptus, l'herbe et un mélange des deux, ont indiqué que dans des conditions similaires, la nappe phréatique a tendance à être moins profonde avec une couverture végétale à racines peu profondes par rapport à une végétation à racines profondes. Leurs recherches ont également démontré que le modèle enraciné profondément implique principalement l'absorption des eaux souterraines par le biais de processus de transpiration, maintenant ainsi les niveaux des eaux souterraines en dessous de la profondeur d'évaporation. À l'inverse, le scénario à racines peu profondes peut entraîner des taux d'évaporation plus élevés en raison d'une nappe

phréatique moins profonde, ce qui rend plus d'eau disponible pour l'évaporation du sol (Alaghmand *et al.*, 2014).

2.6.2 Racines et modifications des propriétés des matériaux

Même s'il est reconnu que les espèces indigènes, qui ont évolué et se sont adaptées aux conditions locales au fil des millénaires, sont les mieux adaptées pour résister aux perturbations et aux changements climatiques (USEPA, 2006), le processus de végétalisation est souvent conçu pour s'aligner sur les conditions spécifiques du site et le maintien de la performance des systèmes de recouvrement. Cette approche est en partie motivée par des préoccupations concernant l'interférence potentielle des systèmes racinaires avec la fonctionnalité du système de recouvrement, en particulier avec certains types de végétation.

Comme mentionné précédemment, les racines modifient le profil hydraulique du sol à mesure qu'elles se développent grâce à un processus d'agrégation, modifiant la géométrie de l'espace interstitiel et les propriétés des fluides (Bodner *et al.*, 2014). Les racines transforment fondamentalement la structure géométrique des pores en comblant les vides, conduisant à une macro-porosité lors de la décomposition, en réorganisant les particules du sol et en modifiant la connectivité des pores (Bodner *et al.*, 2014). De plus, les racines émettent des exsudats organiques qui contribuent de manière significative à la formation d'agrégats et à l'altération des propriétés physiques de la solution du sol (Bodner *et al.*, 2014).

Les racines ont la capacité de modifier la conductivité hydraulique et la capacité de rétention d'eau des matériaux de couverture en obstruant les espaces poreux. Ce phénomène a principalement été observé dans les cultures agricoles comme le coton, la luzerne et le maïs, ainsi que dans certaines espèces d'arbres comme l'acacia, en particulier au cours de leurs premiers stades de croissance (Scanlan, 2009). En fonction de la durée de vie et du taux de décomposition du système racinaire de la plante, il peut y avoir une transition au fil du temps d'une diminution à une augmentation de la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) du sol. Cette augmentation est souvent associée à la formation de macropores à mesure que les racines se décomposent. Ces macropores ont généralement un rayon plus grand et une connectivité améliorée par rapport à la structure poreuse initiale de la matrice du sol. De plus, ils présentent une morphologie tubulaire plus longue avec une section transversale annulaire plutôt que circulaire, en raison des restes de racines pourries (Scanlan, 2009). De nouvelles racines peuvent éventuellement occuper les anciens canaux vides,

mais finalement, un point d'équilibre final est atteint où la matrice du sol atteint une conductivité hydraulique saturée plus élevée (Archer *et al.*, 2002). Cette augmentation peut être substantielle, allant de 1 à 3 ordres de grandeur supérieurs à la valeur initiale (Albright *et al.*, 2006 ; DeJong *et al.*, 2015). La formation de macropores plus grands peut provoquer un déplacement de la CRE du matériau d'une courbe unimodale à une courbe bimodale. Ces effets dépendent de facteurs tels que l'intensité de la colonisation des racines (Bodner *et al.*, 2014), ainsi que le diamètre et l'état vital des racines (Bussière et Guittonny, 2020). L'ampleur de ces changements est étroitement liée à la granulométrie du sol et à sa densité sèche (Bodner *et al.*, 2014 ; Bussière et Guittonny, 2020).

Il est crucial de souligner une fois de plus les systèmes racinaires distincts des plantes herbacées et ligneuses. Les plantes ligneuses possèdent généralement des racines ligneuses plus grosses et rigides qui soutiennent les racines les plus fines. Certaines espèces sont connues pour produire des racines profondément pénétrantes, en particulier dans les sols meubles et bien drainés. En revanche, la plupart des plantes herbacées ont un système racinaire peu profond, avec une plus grande concentration de racines à très faible profondeur, constituées principalement de jeunes racines évolutives sans croissance secondaire (Corcoran *et al.*, 2010 ; Scanlan, 2009). Les corrélations relativement fortes observées entre la taille des plantes aériennes et les dimensions du système racinaire peuvent être largement attribuées au fait que les plantes plus grandes nécessitent un système racinaire plus important pour fournir de l'eau et des nutriments à une plus grande surface foliaire (Schenk et Jackson, 2002a).

Selon la littérature, il n'est pas facile, que ce soit en laboratoire ou sur le terrain, de déterminer avec précision si les plantes ligneuses provoquent une augmentation ou une diminution de la conductivité hydraulique du sol (Khalilzad *et al.*, 2014). Cette ambiguïté est en partie due à la complexité de la réalisation de mesures de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) avec des racines, qui nécessite des échantillons non perturbés et représentatifs. Néanmoins, il est établi que les racines fines occupent généralement les pores existants du sol, les utilisant comme voies de croissance préférentielles. À l'inverse, les racines plus grossières reconfigurent la structure des pores du sol par pénétration, ce qui entraîne une structure plus lâche du sol avec davantage d'espaces vides (Bodner *et al.*, 2014). Dans le cas des plantes herbacées, l'essentiel des racines colonise les couches superficielles, où les racines fines jouent un rôle sur la rétention d'eau en obstruant les pores du sol et en formant un réseau dense. Par conséquent, ce réseau racinaire dense

réduit la circulation de l'eau, de sorte que les plantes herbacées ne conduisent pas nécessairement à une augmentation de la conductivité hydraulique (Archer *et al.*, 2002).

En effet, l'impact des racines sur l'hydraulique du sol varie en fonction de leur profondeur de développement. Contrairement aux plantes herbacées, la profondeur des racines des plantes ligneuses peut s'étendre sur plusieurs mètres dans le sol (Archer *et al.*, 2002). Cependant, il est important de considérer que la croissance des racines est un phénomène flexible et dépend fortement des propriétés du sol plutôt qu'uniquement de la génétique de la plante (Kozlowski, 1971). En plus des facteurs physiologiques spécifiques à l'espèce, la profondeur des racines dans les matériaux de couverture peut dépendre de divers facteurs environnementaux tels que la profondeur de la nappe phréatique, la texture du sol, la présence de pergélisol et le degré de compactage (Feldman, 1984). À titre d'exemple, on a observé que l'érable rouge (*Acer rubrum*) développe des racines peu profondes dans les forêts, mais des racines profondes sur les sites de hautes terres plus sèches, alors que les racines du chêne des broussailles (*Quercus ilicifolia*) peuvent être classées en plusieurs morphologies distinctes, chacune associée à différentes caractéristiques du sol (Robinson et Handel, 1995). Lieffers et Rothwell (1987) ont également déterminé que les racines de l'épinette noire (*Picea mariana* Mill. BSP) et du mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch) s'étendaient jusqu'à des horizons de sol relativement plus profonds dans les sites secs, mais étaient confinées à des profondeurs moins profondes dans les sites humides (Lieffers et Rothwell, 1987).

Parallèlement, la teneur en eau du matériau de recouvrement peut avoir un impact direct sur le taux de croissance et la répartition des racines. Des changements importants dans l'activité des racines peuvent se produire à mesure que le matériau sèche, le développement des racines pouvant se déplacer vers des profondeurs plus grandes pour maintenir les taux d'absorption d'eau. De plus, il existe des preuves suggérant des différences génétiques dans la façon dont les racines réagissent aux changements dans la teneur en eau du sol (McMichael et Quisenberry, 1993).

L'état hydrique du sol influence considérablement l'absorption des nutriments par les racines des plantes, car l'eau transporte les nutriments vers la surface des racines. Par conséquent, les modifications de la teneur en eau du sol affectent directement les relations entre les racines et les nutriments. Il a été démontré que les concentrations de nutriments peuvent affecter le développement des racines latérales de diverses espèces végétales. De plus, la réponse des différents génotypes à l'état nutritionnel du sol peut varier (McMichael et Quisenberry, 1993). En

effet, l'architecture racinaire peut s'adapter à la répartition des nutriments solubles, notamment l'azote ou le phosphore. Dans des conditions de sols pauvres en ressources, telles que celles généralement rencontrées dans les sols miniers caractérisés par une matière organique limitée et des carences de certains nutriments, en particulier l'azote et le phosphore, les plantes présentent souvent un faible rapport tiges/racines (Ericsson, 1995) ainsi qu'une densité élevée des tissus racinaires, des concentrations élevées de tanins et de lignine et une longue durée de vie des tissus (Chapin III *et al.*, s. d. ; Ryser, 1998). En conséquence, cela pourrait entraîner une accumulation de biomasse au sein des racines et la prévalence de macropores durables dans les matériaux de couverture en raison des caractéristiques spécifiques du tissu racinaire (Smirnova *et al.*, 2011), ce qui ajouterait aux effets des racines sur l'hydraulique du sol.

Le compactage du matériau de recouvrement peut également influencer le développement des racines dans le sol (Taylor et Brar, 1991). La croissance des racines devrait s'arrêter lorsque les racines rencontrent des matériaux extrêmement denses, tels que de l'argile dense avec une densité apparente élevée (McMichael et Quisenberry, 1993), ce qui implique que la plante ne pourrait accéder à l'eau et aux nutriments qu'à partir d'un volume de sol restreint, car la profondeur des racines et la densité d'enracinement seraient réduites. Bien que cette diminution relative de l'enracinement dans une zone compactée soit observée pour la plupart des espèces, il peut y avoir certaines variations. En général, la morphologie du système racinaire peut subir des changements du fait de la croissance des racines dans un matériau à haute résistance (McMichael et Quisenberry, 1993).

Dans les sols miniers, les obstacles au développement de la végétation comprennent le compactage, la faible capacité de rétention d'eau, l'absence de matière organique, les carences en nutriments, la présence limitée d'organismes du sol, et parfois la conductivité électrique élevée et les concentrations de métaux traces. De plus, le potentiel d'acidité élevé entrave considérablement l'enracinement dans ces matériaux (Sheoran *et al.*, 2010). Dans ces conditions, on peut s'attendre à un dépérissement ou à un arrêt de la croissance des racines (Handel *et al.*, 1997). De plus, les matériaux de recouvrement contenant des sulfures, qui ont tendance à s'acidifier lors de l'oxydation, offrent généralement un support très limité pour l'enracinement (Robinson et Handel, 1995). Des concentrations élevées de métaux traces et de métalloïdes biodisponibles peuvent constituer une menace phytotoxique pour la végétation, en fonction de leurs concentrations dans les tissus et des stratégies de tolérance de la plante (Baker et Walker, 1989). De plus, ces contaminants peuvent

diminuer l'absorption d'eau par les racines (Munns, 2002). Par exemple, le saule (*Salix* spp.) est largement reconnu comme étant bien adapté à la plantation sur des substrats miniers (Guitttonny-Larchevêque et Lortie, 2017 ; Mosseler *et al.*, 2014). Les racines verticales du saule planté sur une CEBC composée de matériaux inorganiques atteignent des longueurs supérieures à 170 cm (Smirnova *et al.*, 2011). *Salix* spp. font partie des espèces ayant les rendements de biomasse aérienne les plus élevés dans les climats froids (Fontana *et al.*, 2020). Certains clones de saule à croissance rapide, tels que *Salix miyabeana* Sx64, présenteraient une tolérance à un pH faible et à des conditions salines (Hangs *et al.*, 2011 ; Mirck et Volk, 2010) ainsi qu'à des concentrations élevées de certains métaux traces (Harada *et al.*, 2011 ; Zhivotovsky *et al.*, 2010). De plus, il a été confirmé que le Sx67 est capable de faire face aux stress du sol en adaptant l'allocation de carbone dans divers organes végétaux et grâce à la plasticité morphologique de ses racines (Fontana *et al.*, 2020).

La composition en oxygène du matériau de couverture peut aussi avoir un impact significatif sur le développement des racines. Puisque les racines respirent, elles sont souvent sensibles au stress oxygéné chez la plupart des espèces. Les couches fortement saturées d'eau, comme celles que l'on trouve dans les recouvrements de type barrière à l'oxygène, pourraient agir comme des barrières de croissance pour ces espèces. Cependant, certaines espèces arctiques tolérantes ont démontré leur capacité à développer des racines dans de telles conditions anoxiques (Visser *et al.*, 2003). Les systèmes racinaires de ces espèces peuvent s'adapter à des conditions de faible concentration en oxygène en développant des lenticelles ou des cellules d'aérenchyme pour faciliter les échanges gazeux, ou par des adaptations métaboliques et enzymatiques (McMichael et Quisenberry, 1993). Les espèces de ce type qui réussissent le mieux, comme indiqué dans la littérature, sont *Salix* spp. et *Alnus* spp. (Crawford, 2003 ; Hutchings *et al.*, 2001) probablement en raison de leurs adaptations de tige et des caractéristiques de leurs racines. Les saules présentent généralement des racines adventives, tandis que les aulnes fixateurs d'azote présentent des racines à géotropisme négatif.

Compte tenu des différents facteurs influençant le développement des racines au sein du matériau de recouvrement, il est crucial de protéger la performance du système de recouvrement des interactions avec les racines tout en assurant le succès de la composante végétale. Ceci peut être réalisé grâce à la mise en œuvre de couches protectrices bien conçues sous la couche végétale. Ces couches doivent posséder des propriétés géométriques, chimiques, physiques et hydrogéologiques appropriées (Guitttonny-Larchevêque et Lortie, 2017).

2.6.3 Intégration des effets de la végétation dans la modélisation du bilan hydrique des systèmes de recouvrement

La performance d'un recouvrement artificiel ne peut être prédite avec précision qu'une fois que l'équilibre hydrique au sein du système de recouvrement en sol est parfaitement compris (Garneau *et al.*, 2016) et que les plantes sont intégrées à l'analyse puisqu'elles font partie intégrante du continuum de l' sol-plantes-atmosphère. Négliger les effets de la végétation sur les processus de transfert de masse d'eau dans le sol entraînerait un oubli important, car il s'agit d'un déterminant clé de la dynamique du système de -recouvrement.

Pour parvenir à cette compréhension nécessaire du bilan hydrique au sein d'un système de recouvrement et pour le simuler comme un sol proche de la surface en présence de végétation, de nombreux codes de modèles numériques sont disponibles avec les complexités variables en fonction des objectifs de l'étude (MEND, 2014).

L'approche la plus simple de la modélisation du bilan hydrique consiste à conceptualiser le volume investigué comme un système fermé qui accumule l'eau de pluie, qui est ensuite épuisée par l'évapotranspiration. Lorsque le système atteint sa capacité maximale, tout excès d'eau est présumé percoler. Ce modèle nécessite uniquement des données sur les précipitations, l'évapotranspiration réelle (généralement estimée à partir de l'évapotranspiration potentielle et de la teneur en eau du sol) et la capacité de stockage d'eau disponible comme paramètres d'entrée. Si l'objectif de l'analyse est d'évaluer l'impact de la végétation sur les performances du système de recouvrement, la simple modélisation des plantes comme un terme de puits qui extrait l'eau du sol en fonction des informations fournies par l'utilisateur n'est pas adéquate, car négliger le rôle de la végétation dans les transferts turbulents à proximité de la surface conduit non seulement à une représentation déformée de la réalité, mais néglige également son impact significatif sur le bilan hydrique du système (MEND, 2014). Une compréhension globale de la dynamique de l'eau du sol dans le système de recouvrement nécessite une représentation précise des fonctions et des processus des racines des plantes (Pierret et Moran, 2011) à l'aide de modèles plus complexes.

Le rapport MEND (2014) fait une synthèse sur l'intégration de la végétation dans la modélisation numérique. Il décrit en détail les méthodes actuelles de modélisation du mouvement de l'eau dans les recouvrements, englobant à la fois les zones saturées et non saturées du profil du sol, intègrent diverses conditions aux limites de flux telles que la percolation, l'évaporation et l'évapotranspiration (MEND, 2014). Parmi ces modèles, VADOSE/W (Geo-Slope 2002) a été

utilisé dans la littérature pour prédire le bilan hydrique des recouvrements en sol (Adu-wusu *et al.*, 2007 ; Bohnhoff *et al.*, 2009 ; Song et Yanful, 2011). La formulation de transfert d'oxygène intégrée au programme permet de calculer directement l'afflux d'oxygène dans les résidus sous-jacents, un aspect essentiel dans l'évaluation des performances des recouvrements de type barrière à l'oxygène. La vérification du programme par comparaison avec les données de terrain a démontré une simulation raisonnable des réponses sur le terrain par les modèles pour le stockage de l'eau et la succion du sol. Selon MEND (2014), l'un des avantages de VADOSE/W est sa flexibilité, qui permet aux utilisateurs d'activer ou de désactiver les effets de végétation dans les simulations afin de comparer les résultats entre les conditions nues et végétalisées sans modifier les conditions limites globales. De plus, le modèle offre une flexibilité considérable aux utilisateurs pour contrôler des paramètres tels que la profondeur des racines, la forme de base des racines, le ratio de l'énergie d'évaporation attribuée à la transpiration et les ratios d'évaporation réelle par rapport à l'évaporation potentielle à diverses pressions d'eau interstitielle via la fonction d'humidité limitante de la plante (MEND, 2014).

Cependant, il est important de noter que la profondeur des racines est déterminée par l'utilisateur et non basée sur les réponses au stress nutritionnel ou hydrique. De plus, l'absorption d'eau par la plante est définie par une fonction d'humidité limitante de la plante entrée par l'utilisateur, plutôt que par le matériau du système. VADOSE/W ne tient pas compte de l'interception des précipitations par la canopée et utilise le LAI pour déterminer le ratio énergétique pour l'évaporation ou la transpiration. De plus, il convient de considérer que le modèle a été développé à l'origine sur la base de cultures de graminées et de céréales et qu'il pourrait ne pas être directement applicable à d'autres types de végétation. Enfin, le modèle ne propose que deux modèles de distribution des racines : triangulaire et rectangulaire (MEND, 2014).

Le code VADOSE/W a récemment été intégré à la suite Geostudio, le module végétation étant désormais inclus dans SEEP/W. La condition aux limites LCI dans SEEP/W est particulièrement adaptée à la simulation de la dynamique de l'eau dans les systèmes de couverture multicouche. Cette condition limite tient compte de divers facteurs, notamment les précipitations, la fonte des neiges, l'évaporation, le ruissellement et l'absorption d'eau par les racines sous la surface du sol (Geo-Slope, 2018). Le modèle a été utilisé pour évaluer les performances des systèmes de recouvrement minier (Cosset, 2009 ; Hotton, 2019 ; Kalonji-Kabambi *et al.*, 2017 ; Lieber *et al.*, 2022 ; Pabst *et al.*, 2017a ; Pabst *et al.*, 2018) et dans quelques études récentes en présence de

végétation (Botula *et al.*, 2024 ; Jalabert, 2024). L'intégration des paramètres de végétation dans la modélisation de la couverture NPS pour deux types de végétation distincts (herbacée et ligneuse), puis le calibrage du modèle pour évaluer les impacts futurs de la végétation forestière sur le bilan hydrique de la couverture sous les effets simultanés du changement climatique constituent la nouveauté de la présente étude,

Sur la base des travaux antérieurs utilisant SEEP/W, compte tenu de l'influence significative des propriétés du sol telles que les caractéristiques de rétention d'eau (CRE) et les fonctions de conductivité hydraulique non saturée sur les résultats du modèle, il est impératif de tenir compte de la variabilité des propriétés du sol mesurées en laboratoire et sur le terrain pendant la modélisation (Jalilzadeh, 2019). Par exemple, Jalilzadeh (2019) a montré qu'une incohérence a été observée entre les mesures sur le terrain pour le stockage de l'eau et les valeurs théoriques dérivées de la CRE mesurée en laboratoire. Cette incohérence a été en partie attribuée à la formation de chemins préférentiels d'écoulement dans le sol sur le terrain, phénomène non prédit par les modèles actuels (Jalilzadeh, 2019). Pour réussir la modélisation des systèmes de recouvrement, ces effets doivent être soigneusement pris en compte et intégrés dans le processus de modélisation.

2.7 Hypothèses de l'étude

A partir de la littérature, les hypothèses suivantes ont été émises :

- (i) Il est prévu qu'il y aura une augmentation notable de la proportion d'évapotranspiration et une diminution conséquente du stockage d'eau dans des cellules végétalisées par rapport à une cellule témoin sans végétation;
- (ii) Les variations des composantes du bilan hydrique sont susceptibles d'être plus prononcées dans les cellules où les plantes présentent des parties aériennes vertes plus grandes et des systèmes racinaires plus profonds. Nous anticipons que la diminution du stockage d'eau et de la profondeur de la nappe phréatique constitueront une menace pour le fonctionnement d'un recouvrement de type barrière à l'oxygène combiné à une nappe phréatique surélevée dans des cellules végétalisées avec du saule, principalement en raison de la colonisation des racines et de la désaturation de la couche fonctionnelle (barrière à l'oxygène) du recouvrement;
- (iii) L'ajout d'une couche à grain grossier, fournissant un effet de barrière capillaire qui restreint l'écoulement de l'eau vers le haut à partir de la couche fonctionnelle, conduira à un degré plus élevé de saturation des résidus réactifs et de la couche fonctionnelle. De même, l'ajout d'une couche

à grains fins ayant une capacité élevée de rétention d'humidité au-dessus de la couche fonctionnelle entraînera un degré plus élevé de saturation des résidus réactifs;

(iv) Dans la couche fonctionnelle du recouvrement colonisée par les racines, une RLD plus élevée conduira à une k_{sat} plus élevée en raison de la formation potentielle de macropores, en particulier sous la végétation ligneuse;

(v) La présence de macropores potentiels est susceptible d'influencer la forme des CREs, et pourrait entraîner une baisse de l'AEV ;

(vi) Les effets anticipés du changement climatique d'ici la fin du siècle, notamment des températures élevées et des précipitations accrues, pourraient avoir un impact significatif sur le bilan hydrique du système de recouvrement, et

(vii) Le développement extensif de racines plus profondes et de surfaces foliaires plus grandes dans la végétation de fin de succession augmente la capacité d'évapotranspiration, ce qui pourrait entraîner une diminution du stockage d'eau et du niveau de la nappe phréatique dans le système de couverture.

2.8 Objectifs de l'étude

Afin de tester les hypothèses proposées, cette étude s'est concentrée sur les trois objectifs suivants:

(i) Réalisation de mesures sur le terrain pour quantifier l'influence de la couche de végétalisation sur les composantes du bilan hydrique du recouvrement (c'est-à-dire la percolation, le stockage de l'eau et l'évapotranspiration) : Pour la réalisation de cet objectif, deux types de végétation modèles (plantes herbacées et ligneuses) ont été sélectionnés et appliqués sur les rejets miniers restaurés avec différents scénarios de couches de matériaux dans la partie supérieure du recouvrement;

(ii) Évaluation des changements dans les propriétés hydrogéologiques des matériaux de recouvrement causés par la colonisation des racines : Cet objectif comprend la réalisation d'une investigation in situ sur des échantillons non perturbés de tous les matériaux de recouvrement dans chaque cellule expérimentale (matériaux de végétalisation et couches de recouvrement), tout en mesurant en parallèle les paramètres morphologiques des racines (longueur des racines, volume, surface dans un volume de matériau donné et diamètre des racines) dans chaque couche pour les relier aux propriétés hydrogéologiques (CRE et k_{sat}) du matériau correspondant;

(iii) Modélisation numérique du bilan hydrique du système de recouvrement prenant en compte le rôle de la couche de végétalisation : cela comprend la comparaison du bilan hydrique prévu par le

modèle par rapport aux données expérimentales de terrain, tout en incluant les paramètres de végétation dans le modèle, puis l'utilisation du modèle calibré/validé pour faire des prédictions sur le comportement du recouvrement dans de futures conditions climatiques/végétales.

CHAPITRE 3 MATÉRIELS ET MÉTHODES

La présente recherche a été réalisée à l'aide de six cellules expérimentales *in situ* qui ont été initialement construites en 2010 sur le site minier Doyon-Westwood, au Québec, au Canada, et qui ont ensuite été modifiées et végétalisées à des fins spécifiques. Ces cellules se présentaient sous la forme de lysimètres de forme pyramidale inversée (Fig. 3.1) dont la conception était inspirée d'une étude antérieure de Bussière et al. (2007) (Bussière *et al.*, 2007b). Quatre de ces cellules (cellules 3 à 6) ont été finalisées en 2018, et les deux cellules sans végétation (c'est-à-dire les cellules témoins, cellules 1 et 2) ont été finalisées en mai-juin 2019. Toutes les cellules sont au minimum composées d'une couche fonctionnelle de 0,5 m de résidus désulfurés de Goldex placée sur 1 m de résidus acidogènes Doyon.

Il convient de noter que pour la réalisation de chaque partie des trois principaux segments de l'étude, les données de terrain provenant d'un nombre variable de cellules ont été utilisées en fonction de la pertinence et de la faisabilité.

3.1 Conception des cellules expérimentales

Comme le montrent le Tableau 3.1 et la Figure 3.1, les cellules 1 et 2 ont servi de cellules témoins sans végétation. La différence entre les deux cellules témoins résidait dans l'absence d'une couche supérieure de mort-terrain de 0,3 m d'épaisseur dans la cellule 1, alors que cette couche de mort-terrain était présente en surface dans toutes les autres cellules. Les cellules 3 et 4 avaient deux types de végétation différents (semis herbacé et saules plantés, respectivement). Alors que dans les cellules 5 et 6, une couche supplémentaire entre le mort-terrain et la couche de résidus désulfurés a été appliquée (une couche de bris capillaire composée de sable dans la cellule 5 et une couche de boues haute densité dans la cellule 6) pour voir si ces couches peuvent réduire le développement des racines profondes (Guillon-Larchevêque et Lortie, 2017 ; Guillon *et al.*, 2018).

Le mort-terrain était constitué d'un sol minéral naturel provenant du site, plus précisément un sol non argileux à grains fins et à faible teneur en matière organique. Les boues HDS proviennent de l'usine de traitement des eaux acides du site Doyon par la chaux et sont depuis longtemps déposées dans les bassins du site.

La plantation comprenait des boutures de *Salix miyabeana* (clone Sx64) de 1,2 m de long, espacées de 1 m. Des saules à croissance rapide ont été sélectionnés pour cette étude afin de permettre de maximiser en un temps acceptable les effets des plantes sur le bilan hydrique (Chevé *et al.*, 2018 ;

Guitttonny-Larchevêque *et al.*, 2016b). Chaque bouture a été fertilisée à la plantation avec 30 g d'engrais minéral (N-P-K : 21-2-4). L'ensemencement herbacé a été réalisé à l'aide d'un mélange de graines de pelouse commercial (semences de gazon Ecoturf Herbionik (Gloco, Botanix), 200 kg/ha) combiné à 500 kg/ha d'engrais minéral (engrais d'enracinement Botanix 12-24-6) (Burger & Zipper, 2011).

Les espèces concernaient 23% de *Festuca trachyphylla* (Fétuque dure, Rhino/Aurora), 20% de *Festuca arundinacea* Fétuque herbacée (Culumbra II/Chancellor), 20 % *Festuca rubra* Fétuque rouge traçante (Aberdeen)*E, 20 % *Lolium perenne* Ray-grass vivace (Medaillon/Ragnar II), 14 % *Poa pratensis* pâturin des prés (Appalaches/Midnight II) et 3 % de *Trifolium repens* trèfle blanc par masse de graines.

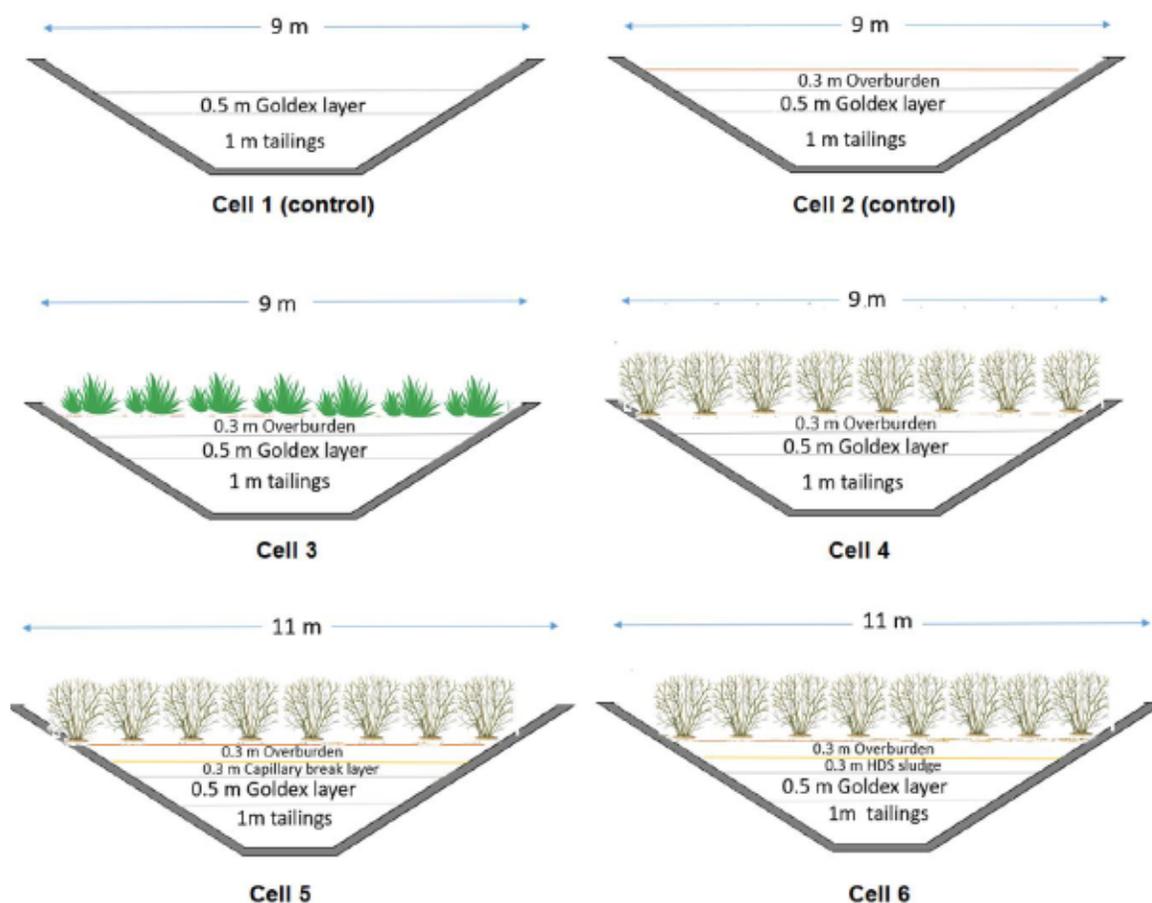


Figure 3.1 Configuration schématique des 6 cellules utilisées dans l'étude

Tableau 3.1 Patron expérimental des six cellules du site minier Westwood

Cellule	Couche supportant l'établissement de la végétation	Couche supplémentaire entre le mort-terrain et la couche fonctionnelle?	Type de végétation	Dimensions (m×m×m)	
1	La couche fonctionnelle	Non	-	9 × 9 × 2	
2	La couche de mort-terrain		-	9 × 9 × 2	
3			Plantes herbacées ensemencées	9 × 9 × 2	
4			Saules plantés	9 × 9 × 2	
5				Oui- 0,3 m de couche de sable	11 × 11 × 2.5
6				Oui- 0,3 m de couche de boues haute densité	11 × 11 × 2.5

3.2 Instrumentation et mesures de bilan hydrique

Chaque cellule in situ a été instrumentée avec des capteurs θ de réflectométrie dans le domaine de fréquence (sondes FDR, type ECH2O EC-5, METER Group, Inc. É.-U.A.) et des sondes de succion à matrice granulaire (Watermark, Irrometer Inc., USA) qui étaient situés près de l'axe central de chaque couche de matériau. Ces sondes ont été placées à une profondeur de 0,1 m de l'interface de la couche fonctionnelle dans les résidus Doyon, et dans deux sous-couches de 0,25 m dans la couche de résidus Goldex de 0,5 m (à 0,15 m et 0,45 m de profondeur de la couche de résidus Goldex). Des sondes supplémentaires ont été placées au milieu de chaque couche recouvrant la couche monocouche de résidus Goldex (sable, boues et mort-terrain). Les données des capteurs de teneur en eau ont été collectées toutes les heures par des enregistreurs de données Em50 (METER Group, Inc. É.-U.A.). Un calibrage a été effectué (sans tenir compte de la présence des racines) pour ajuster les données obtenues à partir de ces sondes. Les données de succion instantanées ont également été extraites toutes les deux semaines via un lecteur portatif Watermark (Irrometer Inc., É.-U.A.). Pour déterminer la profondeur de la nappe phréatique dans les cellules, des tuyaux en PVC à fente avec des profondeurs connues sont installés jusqu'à 0,2 m au-dessus du fond des cellules. Les profondeurs instantanées de la nappe phréatique ont été mesurées toutes les deux semaines en insérant un indicateur de niveau d'eau Dipper-T (HERON instruments Inc., Ontario, CA) dans ces tuyaux.

Après avoir collecté les données des enregistreurs de données et effectué les ajustements requis en fonction de la courbe de calibrage, la teneur en eau volumique (θ_i) a été convertie en stockage d'eau dans le sol en millimètres équivalents de pluie (S_i) à partir de la surface du lysimètre (A) et de l'épaisseur correspondante des matériaux (t_i). En fait, les valeurs θ_i obtenues sont supposées être la teneur moyenne en humidité du sol pour l'intervalle de profondeur égal à l'épaisseur de chaque couche autour d'un senseur. Considérant la géométrie pyramidale tronquée de chaque couche, on a :

$$S_i \text{ (mm)} = \frac{\theta_i \times V_i}{A} = \frac{\theta_i \times t_i \times (a_i^2 + a_i b_i + b_i^2)}{3A} \quad (3,1)$$

où:

V_i : volume de chaque couche

a_i : face supérieure de la pyramide tronquée inversée correspondante

b_i : face inférieure de la pyramide tronquée inversée correspondante

La quantité totale d'eau stockée dans le profil a donc été calculée comme suit:

$$S = \sum_{i=1}^n S_i \quad (3,2)$$

où:

n : nombre de couches dans la cellule concernée

La variation du stockage d'eau a été calculée en intégrant l'augmentation ou la diminution de S par rapport à une valeur initiale (au début de la période d'intérêt).

$$\Delta S = S_f - S_{i0} \quad (3,3)$$

Les valeurs du degré de saturation (S_r) ont été calculées pour chaque couche i à partir des valeurs de teneur en eau volumiques et de porosité mesurées:

$$S_{r_i} = \frac{\theta_i}{n_i} \quad (3,4)$$

La percolation (G) des cellules a été évacuée des cellules via des tubes en PVC de 5 cm de diamètre au centre du bas de chaque cellule. En 2019 et 2020, ces tuyaux de drainage ont été guidés vers des dispositifs à augets basculants (débitmètres à augets basculants TBL/0,5 L, HyQuest Solutions, NSW, Australie) connectés aux enregistreurs de données HOBO UX90-001. Les débits ont ensuite été mesurés avec chaque impulsion égale à 0,5 L de percolation et les volumes d'eau ont été convertis en équivalent mm de percolation comme suit :

$$\text{Exfiltration cumulative (mm)} = \frac{\text{Nombre de bascules} \times 0,5 \times 10^{-3} [\text{m}^3]}{\text{Surface du lysimètre} [\text{m}^2]} \times 10^3 \quad (3,5)$$

En 2021, pour vérifier l'exactitude des données de percolation des 2 années précédentes en raison de l'erreur inhérente des augets basculants signalée dans la littérature (Schwambach *et al.*, 2022), les tuyaux de drainage des eaux d'exfiltration ont été connectés à des réservoirs collecteurs équipés de sondes de pression divers et d'enregistreurs de données (TD-Divers, van Essen, Pays-Bas). Un Baro-diver a également été installé à côté des réservoirs, afin qu'à chaque pas de temps, la différence entre les valeurs du baro et des divers des réservoirs soit mesurée, convertie en volume en utilisant les dimensions de chaque réservoir, puis divisée par la surface de chaque lysimètre pour obtenir les mm équivalents de percolation. Les réservoirs ont été vidés lors de chaque visite de terrain (toutes les deux semaines) et le volume résiduel restant dans les réservoirs après vidange a été pris en compte dans les calculs de percolation totale.

Les volumes des réservoirs et la position du divers dans chacun étaient les suivants :

Cellule 1 : 2 réservoirs de 1 m³ en série, 4 et 5 cm de la base

Cellule 2 : 1 baril de 0,21 m³, 2 cm

Cellule 3 : 1 réservoir de 1 m³, 1 cm

Cellule 4 : 1 réservoir de 1 m³, 5 cm

Cellule 5 : 2 réservoirs de 1 m³ en série, 1 et 2 cm

Cellule 6 : 2 réservoirs de 1 m³ en série, 1 et 2 cm

Le ruissellement et le drainage latéral sont considérés comme minimales en raison de la topographie plate de la zone où les cellules lysimètres sont installées et des couches de sol planes.

Les précipitations, la vitesse et la direction du vent, la température et l'humidité de l'air ont été enregistrées à l'aide d'une station météorologique automatisée HOBO U30 (Onset Computer

Corporation, USA) installée sur le site. L'évapotranspiration réelle (ET_a) a été obtenue en appliquant l'équation du bilan hydrique à chaque lysimètre.

3.3 Campagnes d'échantillonnage, préparation des échantillons et mesures

3.3.1 Étude de survie des plantes et de colonisation des racines

Toutes les cellules expérimentales ont été suivies pendant quatre ans après la végétalisation (2018-2021). Pour quantifier la colonisation des racines dans les matériaux des recouvrements, à l'automne 2020, sur chaque cellule végétalisée, des échantillons de matériaux ont été carottés sur toute la profondeur des couches de recouvrement via un cylindre métallique enfoncé dans le sol (10 cm de diamètre \times 10-20 cm de longueur). (4 carottes sur toute la profondeur des couches de matériaux). Après échantillonnage, les trous ont été rebouchés avec du nouveau matériel. Ces carottes ont ensuite été séparées en fonction de la couche de matériau (c'est-à-dire le mort-terrain, la couche de résidus Goldex, la couche de bris capillaire et les boues de traitement de l'eau acide) et de l'horizon d'échantillonnage afin de correspondre aux couches où le stockage de l'eau est calculé à l'aide de capteurs θ . La longueur des carottes a été soigneusement notée pour un calcul précis du volume.

Les carottes collectées ont été transférées au laboratoire et conservées à 4 ° C dans des sacs en plastique étanches pour garder l'humidité. Ensuite, pour chaque carotte, les racines ont été séparées du sol et lavées avec de l'eau du robinet sur deux tamis (n° 14 et n° 25, mailles de 1 400 et 278 μ m, respectivement), extraites, numérisées, puis séchées au four à 60 °C pour peser la biomasse sèche. Les scans des racines extraites ont été analysés avec WinRHIZO (version régulière, Regents instruments Inc., Québec).

Le développement aérien des saules a été suivi chaque année par des mesures de survie, de hauteur et de diamètre (pour toutes les plantes). Également pour chaque cellule, 3 plantes ont été soumises à des mesures de LAI et de l'étendue de la canopée. Afin d'effectuer cette mesure, pour les cellules avec saules, les feuilles de chaque plante ont été récoltées séparément et envoyées au laboratoire, analysées par un compteur de surface foliaire LI-3100C (LI-COR Bioscience, Lincoln, NE, É.-U.A.). Cependant, dans le cas de la cellule n°3 avec des plantes herbacées, une autre procédure a été utilisée : trois quadrats d'un mètre carré ont été sélectionnés au hasard, toutes les parties photosynthétiques (vertes) ont été récoltées dans un sac par quadrat, puis au laboratoire, les parties des différentes espèces sont soigneusement séparées pour chaque sac, des sous-échantillons de

chaque groupe d'espèces sont prélevés, la surface foliaire de chacun de ces sous-échantillons est ensuite mesurée en utilisant des procédures similaires à celles des saules, puis les sous-échantillons sont séchés et pesés. Un ratio entre la surface foliaire et la matière sèche correspondante pour chaque espèce est calculé. Ensuite, l'ensemble des feuilles de chaque espèce de l'échantillon initial est séché, donnant la masse sèche totale de feuilles pour chaque espèce. Enfin, en utilisant le ratio obtenu précédemment, la surface foliaire totale de chaque espèce a pu être estimée.

Dans la cellule 3, le recouvrement du sol par la végétation a été soigneusement observé en 2019 et 2020, et enfin, le 5 octobre 2021, le recouvrement végétal total a été analysé par la méthode non destructive des points de contact (Jonasson, 1983). Un ruban à mesurer a été fixé en diagonale sur la surface des cellules, puis une tige a été utilisée pour toucher la surface tous les 10 cm le long du ruban à mesurer tout en notant la présence de chaque espèce végétale au point de contact. Pour la cellule 4, 5 et 6 avec des saules, la valeur du recouvrement végétal total a été estimée en multipliant la valeur moyenne de la canopée des saules par le nombre de plantes vivantes dans la cellule (i.e. 62, 99 et 100 pour les cellules 4, 5 et 6, respectivement), puis en divisant par la superficie de la cellule (i.e. 81 m² pour la cellule 4 et 121 m² pour les cellules 5 et 6). Le tableau 3.2 répertorie les mesures LAI et SCF pour les cellules expérimentales.

Tableau 3.2 Résultats des mesures LAI sur les cellules expérimentales

Numéro de cellule (numéros des arbres sélectionnés)	Surface moyenne des feuilles (m ²)		Canopée moyenne (m ²)		LAI de la cellule entière		Sol nu (%)		SCF (%)	
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
3 (3 carrés aléatoires de 1 m ²)	1.50	0.39	NA		1.50	0.39	×	27	×	73
4 (#13,#26,#51)	1.25	2.11	0.23	0.19	0.23	0.31	82	85	18	15
5 (#28,#44,#77)	0.96	2.09	0.24	0.16	0.19	0.28	80	87	20	13
6 (#25,#59,#48)	1.62	2.70	0.58	0.57	0.77	1.26	52	53	48	47

NA signifie ne s'applique pas.

× signifie n'a pas été mesuré.

Étant donné qu'il est attendu que les racines des saules à croissance rapide sur une période de 3 ans atteignent une profondeur de plus de 60 cm (Guitttonny-Larchevêque et Lortie, 2017), le

creusement de tranchées d'observation des racines (4 par cellule) a été fait pour observer le développement en profondeur des racines grossières, car l'échantillonnage par carottage est plus approprié pour étudier les racines fines (Addo-Danso *et al.*, 2016). À la fin de l'étude à l'automne 2021, pour analyser la profondeur de développement des racines au niveau de chaque cellule végétalisée, plusieurs tranchées d'observation (4 par cellule) ont été creusées au moyen d'une pelle mécanique. À cet effet, dans le lysimètre 3, des tranchées ont été creusées parallèlement aux quatre côtés, tandis que dans les cellules comportant des saules, 4 arbustes individuels ont été sélectionnés de manière aléatoire pour localiser les tranchées. Après avoir creusé les tranchées, une grille métallique de maille de 5 cm × 5 cm (un total de 18 × 12 carrés) a été placée contre les tranchées (Figure 3.2) et la présence de racines dans chaque couche de matériau a été mesurée en divisant le nombre de carrés contenant des racines par le nombre total de carrés dans la grille dans cette couche (108 carrés dans chacune des couches de morts-terrains et de Goldex) (Guittonny-Larchevêque et Lortie, 2017). De plus, la profondeur maximale d'enracinement a été notée en fonction du développement racinaire dans les quatre tranchées de chaque cellule.



Figure 3.2 Vue d'une des tranchées creusées dans la cellule 6 et utilisation de la grille métallique

3.3.2 Étude hydrogéologique

Au cours de la dernière année de suivi en 2021, une série de carottes non perturbées ont été collectées de manière aléatoire à partir de la couche fonctionnelle de recouvrement pour évaluer à

la fois la k_{sat} et la CRE en laboratoire (Figure 3.3). Ces échantillons ont été extraits de la partie supérieure des résidus Goldex à l'aide d'une carotteuse métallique à double cylindre, qui les a insérés directement dans des tubes rigides de 10 cm de diamètre et 20 cm de longueur ou de 15 cm de diamètre et 30 cm de longueur. Par la suite, les carottes intactes ont été conservées à 4 ° C jusqu'à l'analyse. Les mesures de k_{sat} ont été effectuées à l'aide d'un perméamètre à paroi rigide (conformément à la norme ASTM D5856) fixé directement sur les tubes porte-échantillons.



Figure 3.3 Représentation du processus de carottage

Les résultats des mesures de k_{sat} ont été comparés à ceux prédits par l'équation modifiée de Kozeny-Carman, proposée par Mbonimpa et al. (Mbonimpa *et al.*, 2002):

$$k_{sat} = C_g \frac{\lambda_w e^{\chi+3}}{\mu_w (1+e)} C_U^{1/3} D_{10}^2 \quad (3,6)$$

où D_{10} est le diamètre des grains à 10 % de passage, C_U et le coefficient d'uniformité, e est l'indice de vide, λ_w est le poids unitaire de l'eau (9.8 kN/m³), μ_w est la viscosité dynamique de l'eau (10⁻³ Pa.s), C_g et χ sont des constantes définies dans des travaux précédents (0,1 et 2, respectivement).

Une fois la mesure de k_{sat} terminée, deux mini-carottes de sous-échantillons non perturbés ont été préparées à partir de chaque carotte saturée. Ceci a été réalisé en insérant des cylindres métalliques à arêtes vives (6 cm de diamètre, 5 cm de longueur) aux deux extrémités de l'échantillon. Les matériaux restants (désignés R_i) à ce stade ont été stockés à 4 ° C. Par la suite, les cylindres métalliques contenant les échantillons ont été directement fixés sur des arrangements de cellules Tempe standard et pesés pour déterminer les caractéristiques de rétention d'eau (CRE), conformément à la norme ASTM D6838-02. Suite à cela, les cellules de Tempe ont été démontées et le contenu des cellules a été méticuleusement mesuré pour leurs dimensions. Celui-ci, ainsi que l'échantillon R_i , ont ensuite été pesés après séchage pour déterminer leur masse sèche avant de subir le processus de lavage des racines. La Figure 3.4 montre l'ordre de ces étapes.

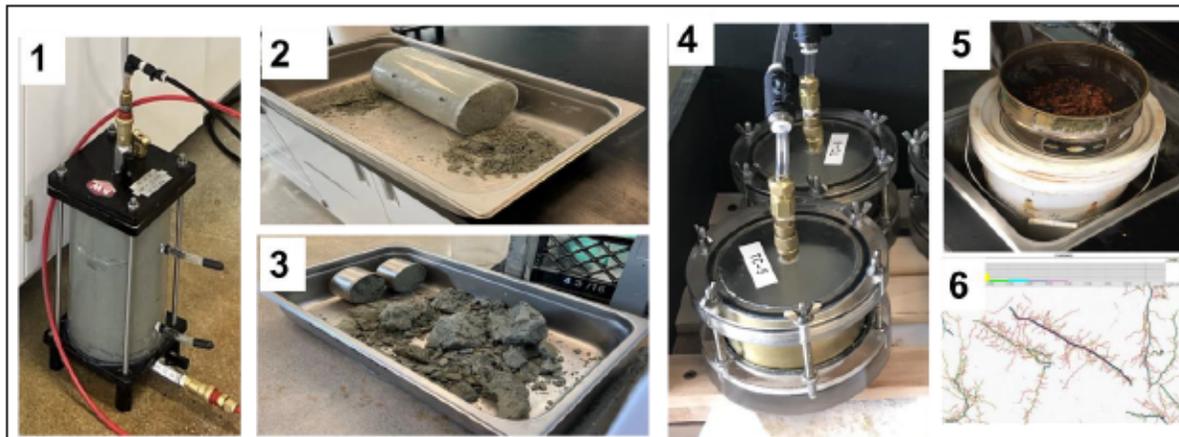


Figure 3.4 Étapes de mesure en laboratoire de k_{sat} , de la CRE, de l'extraction des racines et de l'analyse d'images

Après l'acquisition des points de données de rétention d'eau, la représentation la plus précise de la courbe de rétention d'eau a été obtenue en l'ajustant au modèle de van Genuchten, en utilisant le modèle de conductivité de Mualem via le code RETC (Van Genuchten *et al.*, 1991). Ce modèle intègre deux paramètres principaux, α et n_{vG} , ainsi qu'un troisième paramètre, m , qui peut être exprimé par $m=1-1/n$. Notamment, il existe une corrélation inverse entre α et la AEV, où $AEV = 1/\alpha$, tandis que n_{vG} est en corrélation avec la pente de la CRE, appelée taux de désorption. Dans cette étude, l'AEV mesurée et le taux de désorption maximal (DR_{max}) ont été dérivés des CREs les mieux ajustées. L'estimation de l'AEV à partir de la courbe a été déterminée comme la succion à laquelle S_r est égal à 0.9 (Aubertin *et al.*, 1997), tandis que les valeurs de DR_{max} ont été calculées manuellement comme les gradients maximaux des pentes des CREs.

De plus, les CREs de la couche de Goldex au sein de chaque cellule ont été prédites à l'aide du modèle de Kovács modifié (MK) (Aubertin *et al.*, 2003), qui s'appuie sur les propriétés géotechniques de base. Les porosités ont été introduites dans le modèle en fonction de la saturation des échantillons, car il n'était pas toujours possible d'atteindre une saturation de 100 % en laboratoire (plage S_r de 80 à 100 %). Cet écart peut être attribué à des poches d'air emprisonnées dans les pores, ce qui pourrait avoir un impact sur l'écoulement de l'eau dans les résidus (Bussièrre, 1999 ; Pabst, 2011b). La saturation, définie comme la teneur en eau maximale atteignable (Bussièrre, 1999), a déjà été observée pour les mêmes résidus dans des études antérieures (Barry, 2023 ; Diallo, 2023). Les valeurs d'AEV et de DR_{max} prédites ont été dérivées des CRE prédites. L'AEV a été estimé à partir de la courbe comme le succion à laquelle le S_r est égal à 0,9 (Aubertin *et al.* 1997).

La réalisation conjointe de tests hydrogéologiques et des analyses racinaires a permis d'étudier les relations possibles entre certains paramètres dérivés des racines (par exemple RLD) et certains paramètres hydrogéologiques (par exemple k_{sat} , AEV et DR_{max}). Toutefois, en examinant les représentations graphiques lors de l'analyse des données, les nuages de points entre les paramètres racinaires et les propriétés hydrogéologiques n'ont révélé aucune corrélation perceptible.

3.4 Modélisation numérique

Le module axisymétrique 2D du modèle numérique SEEP/W (Geo-Slope Inc., Alberta, Canada) a été utilisé pour évaluer le bilan hydrique de trois des cellules lysimétriques (cellules 2, 3 et 4), trois et quatre ans après la plantation. Le calibrage et la validation des simulations ont impliqué l'utilisation des données de terrain de 2020 et 2021, englobant les variations du degré de saturation (S_r) au sein de la couche fonctionnelle et les volumes de percolation évacués des cellules. Après avoir atteint un alignement satisfaisant entre le degré de saturation (S_r dans la couche fonctionnelle) et les percolations prévues par le modèle avec les observations de terrain de 2021, le modèle a été jugé calibré.

Par la suite, la validation du modèle calibré a été effectuée en entrant les fonctions de variation de niveau d'eau et les données climatiques de 2020 dans le modèle, suivie par la comparaison des résultats avec les percolations mesurées sur le terrain en 2020. Le modèle calibré/validé a ensuite été utilisé dans la présente étude pour faire des prédictions à long terme.

À l'aide du modèle calibré/validé, des simulations ont été réalisées pour trois scénarios futurs principaux : le changement climatique (en utilisant les données climatiques projetées pour 2098, 2099 ou 2100) dans les conditions de végétation actuelles, la végétation de fin de succession dans les conditions climatiques actuelles et une combinaison des deux scénarios de changement de conditions climatiques et de végétation de fin de succession. Pour chaque simulation, les ratios entre l'évapotranspiration cumulée prévue et la percolation cumulée prévue, ainsi que les ratios par rapport aux précipitations cumulées, ont été calculés afin d'évaluer l'importance des modifications des composantes du bilan hydrique projetées à long terme. De plus, le S_r prédit dans la couche de résidus Goldex a été suivi pour valider la performance du recouvrement sur des pas de temps variables.

3.4.1 Les propriétés des matériaux et les paramètres de végétation calibrés comme entrées du modèle

Les propriétés hydrogéologiques ont été ajustées de manière appropriée lors du calibrage de la cellule témoin (sans végétation) tant pour les courbes de rétention d'eau que pour la conductivité hydraulique saturée des trois matériaux, incluant le mort-terrain, les résidus désulfurés (Goldex) et les résidus réactifs (Doyon). Ces propriétés ajustées se situaient dans la plage des propriétés mesurées dans les cellules. La Figure 3.5 représente les CREs des trois matériaux ainsi que leurs valeurs de k_{sat} calibrées.

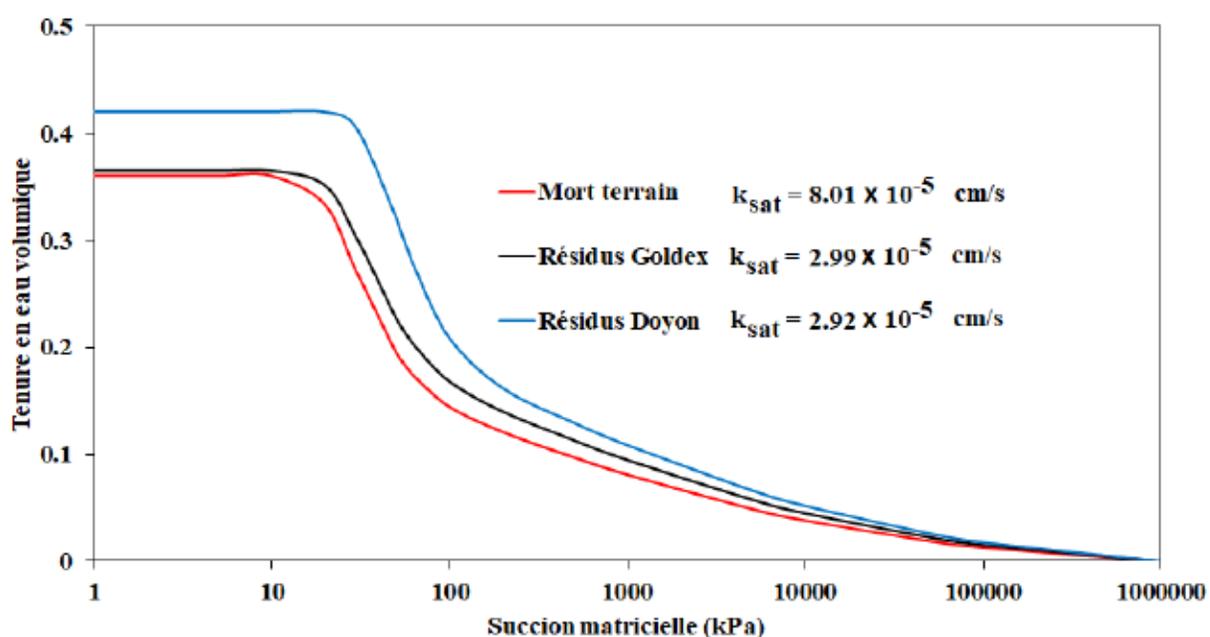


Figure 3.5 Représentation des propriétés hydrogéologiques retenues pour les trois matériaux dans les simulations

Une fois le modèle calibré avec les propriétés ajustées des matériaux, les paramètres de végétation ont également été ajustés pour représenter au mieux les observations de terrain pour les cellules 3 (avec végétation herbacée) et 4 (avec saules). Les paramètres finaux de végétation étaient également dans la plage de valeurs mesurées dans les cellules. Les profondeurs maximales d'enracinement à la fin de la saison de croissance pour les herbacées et les saules ont été considérées comme étant respectivement de 0,57 m et 0,5 m. La fraction de couverture du sol (SCF) par les plantes herbacées a été mesurée égale à 0,73 par la méthode des points de contact (Jonasson, 1983). Pour la cellule 4 avec les saules, la valeur de SCF a été estimée égale à 0,18. La fonction SCF(LAI)

était sous la forme $y = ax$. Des valeurs théoriques ont été utilisées pour la fonction limite d'humidité des plantes (Fredlund *et al.*, 2012) avec un taux de transpiration maximal, une valeur limite et un point de flétrissement fixés à 0, 100 et 1 500 kPa, respectivement. La Figure 3.6 montre deux des autres entrées concernant les paramètres de végétation.

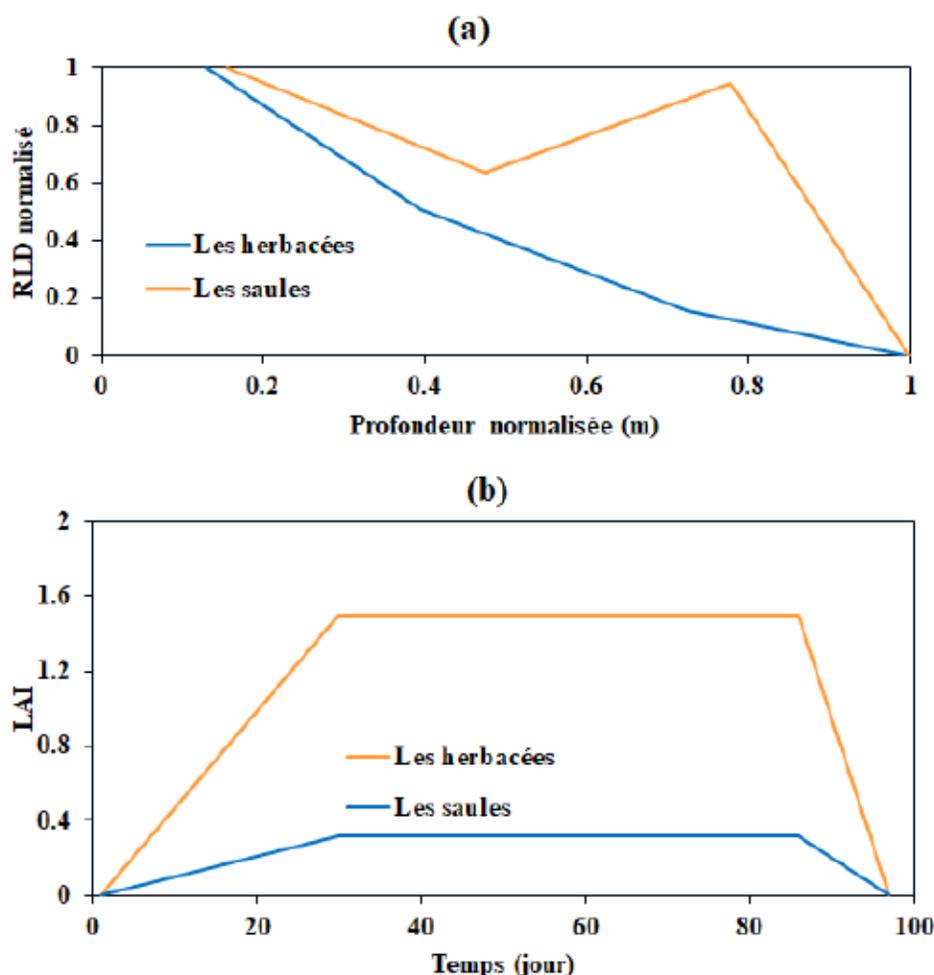


Figure 3.6 Les paramètres de végétation : (a) Fonction de densité de longueur de racine normalisée, (b) Fonction LAI

3.4.2 Étude des effets du changement climatique

Pour étudier les effets du changement climatique, les données climatiques projetées pour les saisons de croissance actives des trois dernières années consécutives du siècle (2098, 2099 et 2100) ont été obtenues à partir du modèle IPSL-CM5A-MR RCP8.5. Ce modèle climatique spécifique a été choisi en raison de sa représentation du scénario de changement climatique le moins favorable,

caractérisé par une augmentation projetée minimale des précipitations (3,5 %) et une augmentation de température élevée de +6,1 °C (Lieber *et al.*, 2022).

La durée des saisons de croissance pour chaque année a été déterminée en fonction de la physiologie végétale régionale et de la température de l'air (Krishnamurthy, 2015), donc différente pour chaque année. Les saisons de croissance utilisées pour 2098-2100 étaient du 2 avril au 7 novembre 2098, 5 avril au 3 novembre 2099 et 17 avril au 16 novembre 2100.

Tout au long des saisons de croissance projetées, le modèle numérique a été laissé libre pour calculer les fluctuations de la nappe phréatique en sortie et ces fluctuations ont été utilisées pour évaluer les premiers critères de performance du système de couverture (c'est-à-dire un niveau de la nappe phréatique supérieur à $\frac{1}{2}$ AEV avec AEV = 3 m).

3.4.3 Scénario de végétation de fin de succession

Abritant actuellement des arbres de type conifères et feuillus dotés de systèmes racinaires de différentes profondeurs (Botula *et al.*, 2021), le site minier de Westwood devrait évoluer vers la présence d'espèces à feuilles plus larges provenant de domaines bioclimatiques de la zone tempérée (Boilard *et al.*, 2023). Ces espèces devraient présenter des valeurs de LAI et de profondeur d'enracinement maximale plus élevées, correspondant à un potentiel d'évapotranspiration plus important (Botula *et al.*, 2021), ce qui pourrait potentiellement perturber l'équilibre hydrique des couvertures étudiées d'ici la fin du siècle. À cet égard, des valeurs maximales de profondeur d'enracinement allant de 0,4 à 2,1 mètres et des valeurs de LAI allant de 1,2 à 8,1 ont été envisagées pour les plantes de fin de succession du site de Westwood (Botula *et al.*, 2021). En adoptant le scénario le plus pessimiste des simulations, le LAI et la profondeur maximale d'enracinement ont été sélectionnés respectivement à 8,1 (représentant l'érable à sucre) et 1,8 mètres (représentant le pin blanc), en fusionnant les paramètres maximaux des espèces forestières anticipées (Botula *et al.*, 2021) pour prendre en compte le maximum d'impacts potentiels sur le bilan hydrique de la couverture. La hauteur projetée de la végétation mature a été entrée dans le modèle à 30 mètres (pour l'érable à sucre) (Natural Resources Canada, 2024).

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 : INFLUENCE OF VEGETATION AND ADDITIONAL SURFACE LAYERS ON THE WATER BALANCE OF A RECLAMATION COVER WITH ELEVATED WATER TABLE

Ce chapitre présente les travaux réalisés dans le cadre de l'étude des effets de la végétation sur le bilan hydrique des recouvrements à nappe phréatique surélevée pour la réalisation du premier objectif de l'étude. Il constitue le premier article écrit par H. Arabyarmohammadi, M. Guittonny et I. Demers. Cet article a été soumis à la revue *Environmental Earth Sciences* en date du 18 décembre 2022 et a été accepté le 7 mai 2023.

4.1 Abstract

Water balance was measured for five field experimental cells with an oxygen-barrier type of reclamation cover combined with elevated water table including a control cell with functional layer of desulfurized tailings over a reactive tailings layer, and 4 other cells with additional layers and different vegetation. Hydrogeological (moisture content and suction in layers, water table positions in cells), and precipitation data collected throughout three successive growing seasons after revegetation were compared to investigate the effects of different material layering and vegetation scenarios on the water balance. Above- and below-ground vegetation developments were also monitored. Results showed that for all tested scenarios the main water balance component remained the evapotranspiration (79-98% of the total precipitated water). Herbaceous vegetation was found to provide much safer support for the cover performance than woody vegetation, keeping the reactive tailings more saturated during the whole study period (mean $S_r > 90.77\%$). In presence of woody plants, however, the S_r in the reactive tailings could reach a value as low as $\sim 32\%$. Increasing the thickness of the additional layer over 30 cm above the functional layer with fine-grained HDS sludge could also pose a threat against its functionality by stimulating willow growth, lowering the water table position as well as the S_r in the reactive tailings. Finally, adding a coarse-grained capillary break layer impeded the willow root colonization of the functional layer in the short term but increased percolation and should be coupled to water conservation strategies in the overall system to maintain the elevated water table.

4.2 Introduction

Mining operations and processing of minerals usually ends in disposal of large amounts of acid-generating waste materials in storage facilities that need be reclaimed at closure according to most environmental regulations. For this purpose, cover systems are frequently implemented over such facilities with a core mission of preventing or mitigating the movement of water and gaseous oxygen into the wastes, and thereby restricting the generation of acid (Bussière and Guittonny 2020). The ability of such an engineered cover system to perform successfully over its service life depends on maintaining its integrity in different aspects including its water balance (Vanapalli et al. 1997). This necessitates that the cover system provides proper support for all potentially interfering components including vegetation while functioning over an indefinite time without being disrupted (Pabst et al. 2018). On the other hand, revegetation is an obligatory practice during the post-mining stage in many countries and is also considered an indicator of restoration success (Vallauri et al. 2005). However, its establishment over the reclamation covers, including the oxygen-barriers, is alleged to be interfering with the cover's performance due to the potential effects on water balance (Lamoureux et al. 2012; Ng et al. 2019b).

In a humid climate, oxygen barriers are considered the most relevant types of reclamation covers to prevent the generation of acid mine drainage (AMD) due to sulfide minerals oxidation in tailings (Bussière and Guittonny 2020). Such covers can be created either by submerging the sulfide tailings under water (water cover) or by applying engineered soil covers over them to inhibit oxygen ingress into the tailings. Different types of engineered soil covers range from relatively simple monolayers to complex multi-layered structures (Bussière and Guittonny 2020).

Covers with elevated water table (EWT) are among the engineered oxygen-barrier systems which consists of elevating water table position and maintaining the reactive tailings at a high degree of saturation (or in a near-saturated state, $S_r > 85\%$), thereby restricting the oxygen diffusion as the oxygen is far less diffused in water or in such nearly-saturated medium, than it is in the air ($\sim 2.5 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ vs. $1.8 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ at 22° C , respectively). As shown in Fig. 4.1, in such configuration, deposition of a material layer above the reactive wastes is essential to reduce their interaction with atmosphere (Ethier et al. 2017; Pabst et al. 2017). This monolayer can either be composed of a coarse-grained material in order to prevent evapotranspiration and improve infiltration (Ouangrawa et al. 2009), or of a fine-grained material to enhance the capillary rise

capacity and maintain the saturation state (Demers et al. 2008). For an efficient cover of this type, the capillary rise in the tailings, which is a function of the water table position and the material characteristics, must be sufficiently high to ensure that the reactive tailings located above the water table are kept close to saturation (Ouangrawa et al. 2010; Rey et al. 2016; Bussière and Guittonny 2020).

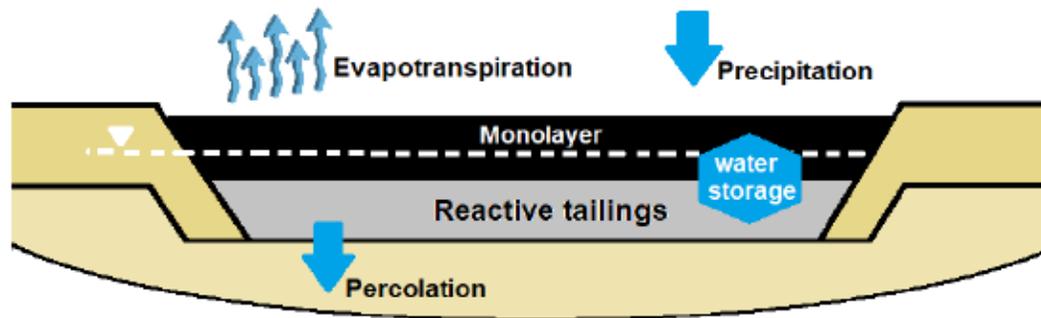


Figure 4.1 Schematic cross-section of a simple monolayer cover combined with elevated water table showing its water balance components

The simplified water balance (Wilcox et al. 2003; Melchior et al. 2010) in a cover system states that for a given volume of soil, over a given period of time, the amount of input water equals the amount of water withdrawn from the system:

$$P = ET + R + G + \Delta S \quad (4.1)$$

where P is precipitation, ET is evapotranspiration, R is runoff, G is percolation, and ΔS represents water storage variations. Like all other types of covers, once constructed, an oxygen-barrier cover may either host a pre-designed vegetation component or be subjected to natural plant succession (Swab et al. 2017). Vegetation and materials colonized by roots could have effects on the water balance of the reclamation cover and thereby influence its performance, especially because the functionality of an engineered oxygen-barrier cover depends on the ability of the system to maintain conditions close to water saturation. The vegetation impacts over such balance could be due to several processes: the first is the direct withdrawal of water through plant roots towards the leaves (transpiration) which can change the water storage of the cover materials (Proteau et al. 2020). This impact constitute a significant share of the water loss from the cover in humid climates

(Waugh 2001). The second is the formation of bio-pores by root penetration (Guitttonny-Larchevêque et al. 2016c; Beck-Broichsitter et al. 2018b; Zhang et al. 2021) and introducing organic matter (OM) into the cover materials which can alter their porosity infiltration capacity, and moisture retaining properties (Guitttonny-Larchevêque et al. 2013, 2016a; Beck-Broichsitter et al. 2018a; Villagra-Mendoza et al. 2020; Iskandar et al. 2022). In an oxygen-barrier cover, formation of such porosity can change water flow in cover materials (Angers and Caron 1998; Nespoulous et al. 2019; Proteau et al. 2021), and affect infiltration, water storage and percolation.

Several studies have been performed to assess the role of vegetation on water balance in reclamation covers, mostly in case of landfill final covers or other cover types that act as water barriers by taking into account evaporation or potential evapotranspiration estimated by meteorological models in calculation of water balance (Woysner and Yanful 1995; Wilson et al. 1997; Yanful et al. 2003; Albright et al. 2004; Apiwantragoon et al. 2015; Widomski et al. 2015). However, so far, limited studies have addressed the effects of vegetation layer on actual evapotranspiration and measured percolation components in context of an oxygen-barrier reclamation cover and in a humid climate.

Based on previous studies, vegetation is effective for both increasing and decreasing infiltration in mining soils depending on the type of vegetation and on the texture of the host soil (Bochet et al. 1999; Spain et al. 2006; Adu-wusu et al. 2007; Zuazo and Pleguezuelo 2008; Moreno-de las Heras et al. 2009; Fraser 2014; Zhang et al. 2015). It was also shown that vegetation has a major effect on increasing evapotranspirative rates and increasing/decreasing water storage (Shurniak and Barbour 2002; Williams et al. 2006; Fraser 2014; Arnold et al. 2015). These effects, however, could be different between herbaceous and woody types of vegetation since woody plants generally transpire more water and thus pump more water than herbaceous plants (Wang et al. 2011; Alaghmand et al. 2014). They also have deeper root systems than herbaceous plants (Alaghmand et al. 2014) which enables them to access water in the deeper soil horizons. Therefore, woody vegetation may maintain a deeper water table. On the contrary, herbaceous root systems usually have shallow distribution and cannot easily access the deep waters in soils (Scanlan 2009). The root development pattern in each plant category is also quite different (Devitt and Smith 2002; Wu et al. 2017). In landfill or mining capping systems, deep-rooting vegetation could raise the risk of water loss from deeper layers and development of shrinkage cracks (Beck-Broichsitter et al. 2018a, b). Most recently in 2018, a field study was performed at Canadian Malartic mine site, Québec,

Canada, assessing the effect of a model woody plant (clonal fast growing willows) on the water balance of a number of cells constructed over waste rock dikes (Chevé et al. 2018). Results of this study showed that in a period of 3 months, evapotranspiration was the component with the highest contribution, with 58-87% of the total cumulative precipitation the first year. A follow-up study in the second year also showed that although there were no detectable effect of willow plants on percolation in the first year, they finally reduced the amount of deep infiltrated water in non-compacted soils by 28% (Guittonny et al. 2019). Based on literature, in humid climate, the mean normal transpiration rates for willow plantations during the growing season is 2.5-2.7 mm/day (Mirck and Volk 2010a, b; Frédette et al. 2019).

In current study, field measurements were performed over three years in five experimental cells simulating reclamation of AMD generating tailings using a desulfurized tailings cover (functional layer) with the elevated water table technique to quantify the influence of revegetation layer on the water balance components (i.e. percolation, water storage, and evapotranspiration). To achieve this objective, two model vegetation types for herbaceous and woody plants were selected and applied on the cells with different layering scenarios, including a control cell without vegetation. At the beginning of current study, the following hypotheses were stated:

- (1) A significant increase in the share of evapotranspiration and a subsequent decrease in water storage in vegetated cells was expected compared to the control cell;
- (2) Variations in the water balance components are potentially greater in cells with plants having larger green aerial parts and deeper rooting. We expected that the decrease in water storage and deeper water table will be threatening to the functionality of the cover in willow vegetated cells due to root colonization and desaturation of the cover's functional layer;
- (3) A higher degree of saturation in the reactive tailings and functional layer were expected with the addition of a coarse-grained layer that provides a capillary barrier effect restricting upward water flow. Addition of a fine-grained layer with high moisture retaining capacity over the functional layer would also result in a high degree of saturation in the reactive tailings.

This research contributes to improve knowledge on the effects of revegetation layers (vegetation and materials colonized by roots) on the performance of oxygen-barrier covers used to reclaim acid generating mine wastes, through their influence on the water balance. This new and

interdisciplinary knowledge will help to better integrate revegetation into the engineering and hydrogeological designs of oxygen barrier covers to ensure their long-term performance.

4.3 Materials and methods

4.3.1 Site description

The study was performed at the Doyon-Westwood mine site, located in the Bousquet Township, Abitibi-Temiscamingue region, Québec, approximately 40 kilometers east of Rouyn-Noranda city center. The deposit at this site consists of gold-bearing sulfide-rich minerals (IAMGOLD 2009) with both waste rock and tailings being considered acid generating due to their low net neutralization potential (NNP) (Demers et al. 2015a). A huge amount of high-density sludge (HDS) have been stored on site for over 15 years in dedicated ponds (Demers et al. 2015b) and more recently in the tailings ponds. Ever since the sludge deposition in dedicated ponds stopped, vegetation has been observed to naturally colonize the deposition ponds in remarkable diversity (Smirnova et al. 2013) which has further motivated the mine operators to valorize this material in the reclamation activities. This waste material was previously shown to have interesting geotechnical and geochemical properties as a construction material for oxygen barriers (Demers et al. 2015b). Feasibility of using mixtures of this material has been previously tested in construction of reclamation covers (Demers et al. 2015b; Mbonimpa et al. 2016).

The overall site is located in a boreal region with characteristic forest species including *Pinus banksiana* Lamb., *Picea mariana* (Mill.) Britton, *Populus tremuloides* Michx., *Betula papyrifera* Marsh., *Larix laricina* (Du Roi) K. Koch, and *Abies balsamea* (L.) Mill (Guittonny-Larchevêque and Lortie 2017). The growing season normally begins in mid-May and ends in late October, with a mean temperature during the three warmest months (June, July, and August) of around 15-17°C, a mean annual temperature of 1.5°C, and 97 frost-free days, on average. Mean annual precipitation is 929 mm (Guittonny-Larchevêque and Lortie 2017; Government of Canada 2020). Previous vegetation studies on this site have been performed on acid-generating waste rocks using fast-growing willows (Guittonny-Larchevêque et al. 2016b; Guittonny-Larchevêque and Lortie 2017). Several reclamation studies have been performed on the Doyon-Westwood's tailings storage facilities at the intermediate scale but did not include vegetation (Demers et al. 2015b; Rey et al. 2016). Based on these reclamation studies, the mine has considered reclaiming two of its tailings ponds with a monolayer cover (0.5 m of desulfurized tailings) combined with elevated water table.

This type of reclamation cover fits well with the shallow water table position with respect to the tailings surface at these two ponds but would imply on-site production of desulfurized tailings.

4.3.2 Cells configuration and materials used

For the purpose of current study, five in-situ experimental cells were constructed in 2018-2019 on the waste rock piles of the Doyon-Westwood mine. Inspired from an earlier study (Bussière et al. 2007), these cells were excavated as inverse truncated pyramidal lysimeters with a drain at the bottom and fully lined with PVC geomembrane to collect percolation water (TEXEL TM240). All cells were filled with a 0.3 m thick overburden on top of a 0.5 m layer of desulfurized tailings (principal functional layer, identified as Goldex monolayer in Fig. 4.2) over 1 m of Doyon acid-generating tailings (Fig. 4.2). The first three cells were built with the basic configuration: control cell 1 without vegetation, and cells 2 and 3 with two different vegetation types (herbaceous vs willow, respectively). Cells 4 and 5 had a 0.3 m-thick additional layer, a capillary break layer (CBL) or a high-density sludge (HDS) layer between the overburden and the cover's functional layer, respectively. Cells 3-5 had similar vegetation type (Table 1). The four vegetated cells were constructed and vegetated in June 2018 while the construction of the control cell without vegetation was completed in Spring 2019.

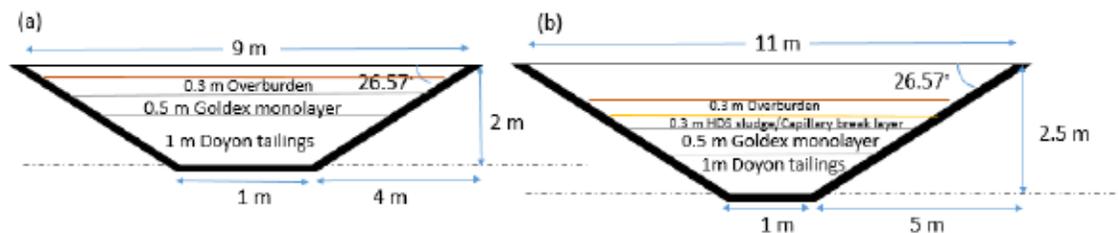


Figure 4.2 Geometrical representation of the cells' cross-section: a) lysimeters 1-3 and b) lysimeters 4 and 5

Table 4.1 Design of the experimental cells

Cell name	Design of the revegetated layer
Lys-1	Control cell with no vegetation
Lys-2	Seeded herbaceous vegetation
Lys-3	Planted willows
Lys-4	Planted willows – 0.3 m capillary break layer (CBL)
Lys-5	Planted willows – 0.3 m water treatment sludge (HDS)

All materials used for the cell construction were obtained from the mine site, except for the desulfurized tailings, which were supplied from the Goldex mine (located within 71 km from the study site). Table 2 lists the range of properties for each material layer. Particle size analyses were performed using a Malvern mastersizer 3000 (Malvern Instrument, UK) and the average specific gravity (G_s) was measured via a helium pycnometer (AccuPyc 1330, Micromeritics, USA). Upon dismantling of the cells in 2021, porosity was calculated from measurements carried out via sand cone method (ASTM D1556-07) and soil ring samples (mean diameter and height of 64 mm and 31 mm, respectively, 2 samples from each layer) in the overburden and the fine-textured materials, respectively. For porosity measurement in the coarse CBL, a bucket with known volume, full of non-compacted material, was filled with water and weighed; the porosity was then estimated by dividing the mass of water by the total volume of the bucket. The saturated hydraulic conductivity of the tailings were predicted using the modified Kozeny–Carman equation (Mbonimpa et al. 2002) as 4×10^{-6} – 2×10^{-5} cm/s for Goldex desulfurized and 2×10^{-5} – 8×10^{-5} cm/s for the Doyon reactive tailings.

Table 4.2 Material properties: specific gravity (G_s , n=1 to 4), particle size distribution parameters and porosity (n=5 for overburden and tailings, and n=2 for capillary break and high density sludge).

Material	G_s (-)	Particle size distribution						Porosity (%)	
		D_{10} (μm)		D_{60} (μm)		C_U (-)		Min	Max
		Min	Max	Min	Max	Min	Max		
Overburden	2.7	5.17	6.50	71.20	81.70	11.99	14.24	36	42
Goldex tailings	2.7	3.24	4.93	39.25	74.22	12.11	15.34	36	44
Doyon tailings	2.7	3.65	5.74	26.66	52.42	7.31	9.88	42	50
Sand	2.7	22.98		624.54		27.17		25	
High density sludge	2.3	1.87		7.12		3.82		50	

4.3.3 Vegetation design

Vegetation in cells 3-5 included planting 1.2 m-long cuttings of *Salix miyabeana* (clone Sx64) at 1 m spacing and 0.3 m deep. With such a design, there were 64 willows in cell 3 and 100 willows in each of cells 4 and 5. This type of fast-growing willows was selected to enable timely maximized

plant effects on the water balance (Guittouny-Larchevêque et al. 2016b; Chevé et al. 2018). Each cutting was locally fertilized at planting with 30 g of mineral fertilizer (NPK 21-2-4).

Herbaceous seeding in cell 2 was performed using a commercial lawn seeding mix combining grasses and legume (Ecoturf Herbionik grass seeds (Gloco, Botanix), 200 kg/ha) with 500 kg/ha of mineral fertilizer (NPK 21-2-4) (Burger and Zipper 2011). The exact herbaceous species were 23% *Festuca trachyphylla* (Hard Fescue, Rhino / Aurora), 20% *Festuca arundinacea* Grass fescue (Culumbra II / Chancellor), 20% *Festuca rubra* Creeping red fescue (Aberdeen) *E, 20% *Lolium perenne* Perennial ryegrass (Medaillon / Ragnar II), 14% *Poa pratensis* Kentucky blue grass (Appalachian / Midnight II), and 3% *Trifolium repens* White clover, by seed mass.

4.3.4 Cell instrumentation and water balance measurements

Each cell was instrumented with frequency-domain-reflectometry θ (volumetric water content) sensors (FDR probes, ECH₂O EC-5 type, METER Group, Inc. USA) and suction probes (Watermark, Irrometer Inc., USA), all positioned near the central axis of the cells: at a 0.1 m depth from the interface of the Goldex layer in the Doyon tailings, and in the middle of the two 0.25 m-sublayers of the 0.5 m Goldex layer (i.e. at 0.15 m and 0.45 m depths from Goldex surface). Additional probes were placed in the middle of each layer covering the Goldex layer (HDS, CBL, and overburden). Data from water content sensors were continuously collected each hour by Em50 Data Loggers (METER Group, Inc. USA) and calibrated for each material. Instantaneous suction data were also collected bi-monthly via a Watermark soil moisture meter (Irrometer Inc., USA). To determine the water table position, slotted casing PVC pipes (7.6 cm diameter) with known depths were installed 0.2 m above the bottom of the cells through which the instantaneous water table depths were measured bi-monthly via a dipper-T water level meter (HERON instruments Inc., Ontario, Canada). Fig. 4.3 depicts the instrumentation setup of the study cells.

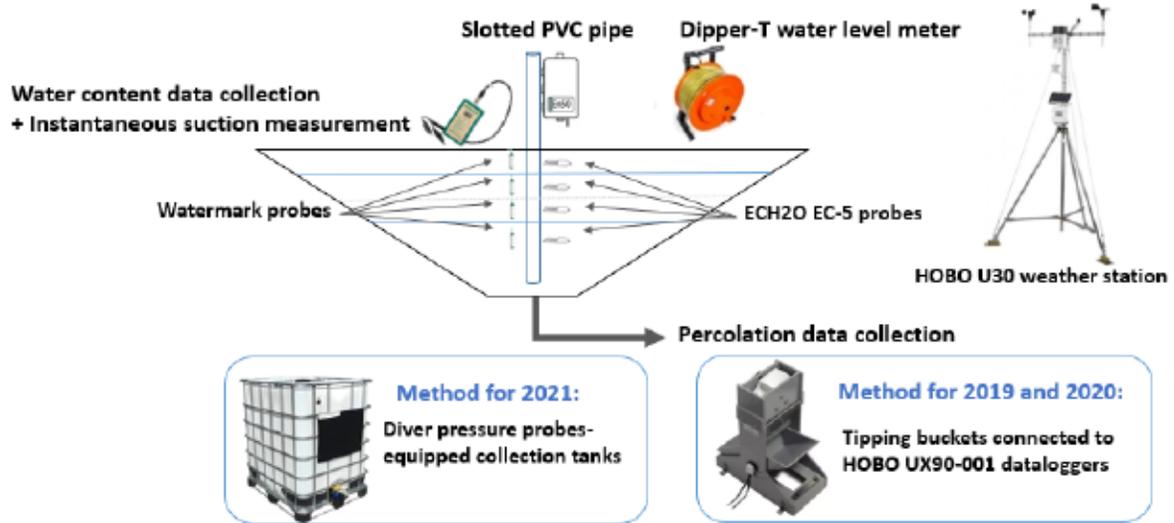


Figure 4.3 Instrumentation plan for each experimental cell

Calibrated volumetric water contents (θ_i) were then converted into soil water storage in equivalent millimeters of rainfall (S_i) from the area of each cell (A_i) and the corresponding thickness of the materials (t_i). In fact, the θ_i values obtained were assumed to be the mean soil moisture content for the depth interval equal to the thickness. Considering the truncated pyramidal geometry of each layer, we have:

$$S_i \text{ (mm)} = (\theta_i \times V_i) / A_i = \theta_i \times t_i \times (a_i^2 + a_i b_i + b_i^2) / 3A_i \quad (4.2)$$

where:

V_i : volume of each layer

a_i : top side of the corresponding inverse truncated pyramid

b_i : bottom side of the corresponding inverse truncated pyramid

A_i : surface area of each cell

The total amount of water stored in the profile was therefore calculated as:

$$S = \sum_{i=1}^n S_i \quad (4.3)$$

Variations in water storage were calculated by integrating the increase or decrease in θ compared to an initial value (at the beginning of the period of interest).

$$\Delta S = S_f - S_i \quad (4.4)$$

Values of degree of saturation (S_r) could also be calculated for each layer using the volumetric water content and the mean porosity values measured for each cell.

$$S_{r_i} = \theta_i/n_i \quad (4.5)$$

Percolation (G) of the cells were drained out from the cells via PVC tubes of 5 cm diameter. In 2019 and 2020, these drain pipes were guided into tipping bucket arrangements (TBL/0.5L tipping bucket flow gauges, HyQuest Solutions, NSW, Australia) connected to HOBO UX90-001 data loggers. Flowrates were then measured with each pulse equal to 0.5L of percolation and water volumes were converted into equivalent mm of percolation as follows:

$$G_{cumulative} [\text{mm}] = \text{Number of pulses} \times 0.5 \times 10^{-3} [\text{m}^3]/A_i [\text{m}^2] \times 10^3 \quad (4.6)$$

In 2021, in order to verify the accuracy of the percolation data from the previous two years due to the reported inherent error of the tipping buckets (Schwambach et al. 2022), the drain pipes were connected into collecting tanks equipped with diver pressure probes and data loggers (van Essen, the Netherlands). A baro-diver was also installed beside the tanks so that at each time step, the difference between the baro and tank divers values was measured, converted into volumes using the dimensions of each tank, and then divided by the surface area of each lysimeter to obtain the equivalent mm of percolation. Table 3 lists the accuracies of all instruments used in the field setup.

Runoff and lateral drainage were considered minimal due to the flat topography of the area where lysimeters are installed and the flat soil layers. The amount of precipitation (P) was recorded using an onsite automated HOBO U30 weather station (Onset Computer Corporation, USA). Actual evapotranspiration (ET) was obtained by applying eq. 1 to each lysimeter:

$$ET = P - (G + \Delta S) \quad (4.7)$$

The exact periods of doing these measurements were 13 June-31 October 2019, 15 July-21 October 2020, and 23 June-27 September 2021. These were selected considering the freeze-free period in the cell materials and growing season to study the effect of active vegetation.

4.3.5 Regular field monitoring

All experimental cells were monitored for 2-4 years after revegetation (2019-2021). Aboveground development of the planted willows in lysimeters 3-5 were followed each year (on 2019-10-02,

2020-09-09, and 2021-09-16) by monitoring their survival, foliar surface, maximum height, and basal diameter. In lysimeter 2, plant cover was carefully observed in 2019 and 2020, and finally, on 5 October 2021, the total plant cover was analysed by the non-destructive point intercept method (Jonasson 1983). A measuring tape was diagonally fastened across the cell surface, then a rod was used to touch the surface every 10 cm along the measuring tape while noting the occurrence of each vegetation species at the contact point (Jonasson 1983).

Table 4.3 Accuracy of the instruments installed in the lysimeter setup

Instrument	Accuracy
ECH2O EC-5	3%
Watermark suction probes	3%
TB/0.5L Tipping Bucket Flow Gauge	2-22% (depending on the flowrate)
Van Essen pressure diver probes	± 0.5 cm H ₂ O

The foliar surface in willow-planted cells was obtained by harvesting the entire leaves from three randomly selected plants on each cell, measuring the total surface of leaves for each plant via a LI-3100C leaf area meter (LI-COR Biosciences, Lincoln, NE, USA), and then calculating the mean value for each cell.

At the end of the study in Fall 2021, to analyze the depth of roots development at each vegetated cell, a number of observation trenches (4 per cell) were dug by means of a mechanical shovel. For this purpose, in lysimeter 2, trenches were cut parallel to the four sides, whereas in cells with willows, 4 individual trees were randomly selected to locate the toes of the trenches. After cutting the trenches, a metal grid of 5 cm×5 cm mesh (with total of 18×12 squares) was placed against the trenches and the root occurrence in each material layer was measured by dividing the number of root-containing squares by the total number of squares in the grid in that layer (108 squares in each the overburden and the Goldex layers) (Guittonny-Larchevêque and Lortie 2017). Also, the maximum rooting depth was deduced based on the root development in the four trenches of each cell.

4.4 Results

4.4.1 Hydrogeological behavior

Water balance was calculated using Eq. 4.1 for the three growing seasons. Fig. 4.4 shows the relative contribution of the water balance components during the growing seasons in the three

measurement years. The main water budget component during all measurement years for all cell configurations was evapotranspiration, representing more than 80% of the cumulative rainfall. It can be observed from the pie charts that the water budget trends in each of the cells were roughly similar in all the three years, despite some small variations, meaning that the 2-4-year-old vegetation within our 3-year study timeframe had limited effect on the overall water balance of the cover system. There were variations for percolation and water storage components between cells, however. The relative storage was higher in cells 2 and 3 with basic designs (Goldex layer + overburden) and in presence of vegetation; whereas it decreased when an additional layer was implemented over the functional layer, while instead, the percolation tended to increase.

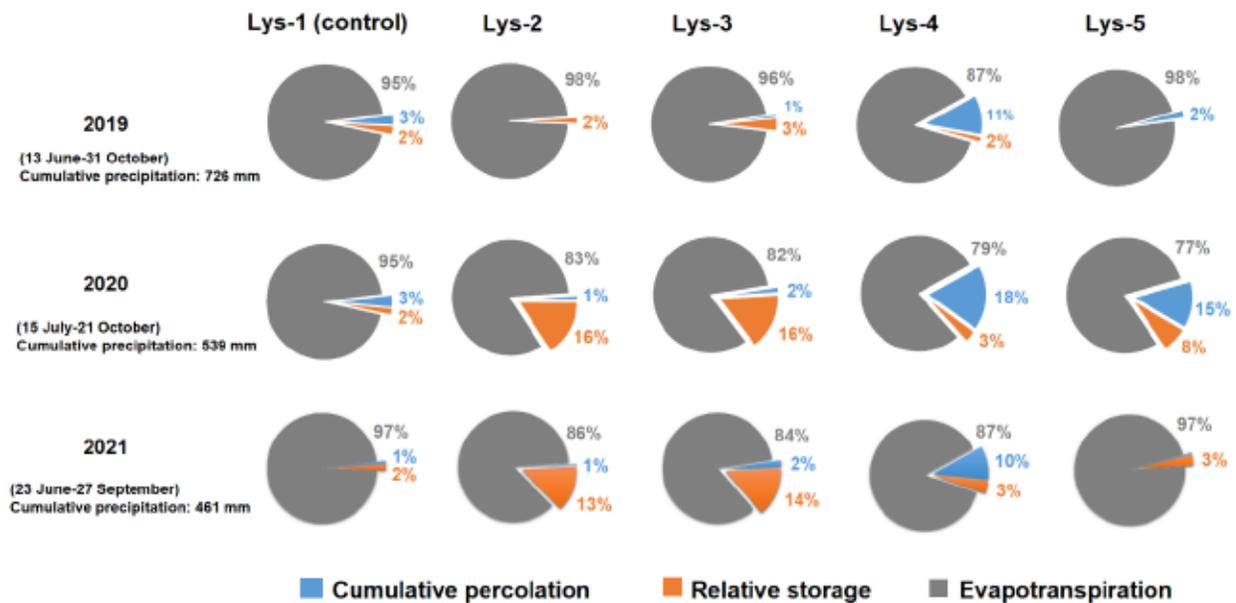


Figure 4.4 Representation of the relative contribution of water balance components for the three measurement years

The variations of the degree of saturation in the cover layers with respect to daily precipitation for the different designs and the 2021 measurement year are illustrated in Figs. 4.5 and 4.6 (data for other years, 2019 and 2020, are shown in Fig. S1 of Online Resource 1). As seen for the control cell, generally, reactive Doyon tailings remained sufficiently water saturated ($S_r > 85\%$) during the three growing seasons to reduce oxygen diffusion, despite some fluctuations in 2020 summer (Fig. S1 of Online Resource 1). Adding the herbaceous vegetation in cell 2 caused significant desaturation in overburden and the functional layer of the cover (Goldex tailings), but the Doyon

tailings remained highly saturated. As seen in cell 3, in presence of willow vegetation, the desaturation occurred also in the reactive tailings down to S_r of around 0.4, which corresponds to a lower water table level than what is needed to maintain the EWT efficiency and could have allowed oxygen ingress in the reactive tailings. Desaturation of the functional layer was also observed for cell 5 in which an additional HDS sludge layer covered the Goldex layer, while in cell 4 with additional capillary break layer, the reactive tailings generally remained around 80% water saturated.

Fig. 4.7 shows the variations of water table position in the cells 1-3. Based on the data, a successful cover with elevated water table was achieved most of the time in the control cell (Lys-1) with respect to the degree of saturation in the reactive Doyon tailings (mean $S_r > 95\%$). In 2020, the water table remained in the Goldex layer; in 2019 and 2021 summers, however, it was lower (in the Doyon tailings) even though the reactive tailings remained sufficiently saturated for the whole period (Fig. 4.5). A similar trend as in the control cell in the summer season could be seen for Lys-2 and Lys-3 for all three years, despite the presence of vegetation. For cells 4 and 5 with the additional layers over the Goldex layer, the water level was generally at the base of the cell (data not shown) with the exceptions of Lys-4 in the late September 2020 (possibly due to a delayed recharge followed by the extreme rain event on 16 September 2020). Despite similar water table level for these two cells, their variations for the degree of saturation were different (Fig. 4.6); This could be due to the level being close to the AEV (2 m vs 1.8 m) and in the steep portion of the water retention curve where a small change in suction induces a large variation in water content.

Dynamics of cumulative percolation are shown in Fig. 4.8. Although the trends of evapotranspiration were not so much dissimilar for different cells (data not shown), the cumulative percolations reflected a particular variability between cells. For the control cell, percolation was relatively low but still higher than cells 2 and 3 (the two vegetated cells with Goldex - overburden design), except for 2021, in which the amount of percolated water was higher for cell 3. Cell 4 had the highest cumulative percolation during all measurement periods. In this cell, the greatest percolation increase was generally observed in mid-September (there were extreme rain events around this date each year). In cell 5, the percolation varied among years. In 2019, in cell 5, the percolation increased early in the monitoring season with further negligible variations for the whole growing season. This could be because of the repeated large rain events occurred in June 2019 (Fig.

4.8). In 2020, the percolation had a progressive increase in this cell, however, it was very limited in 2021.

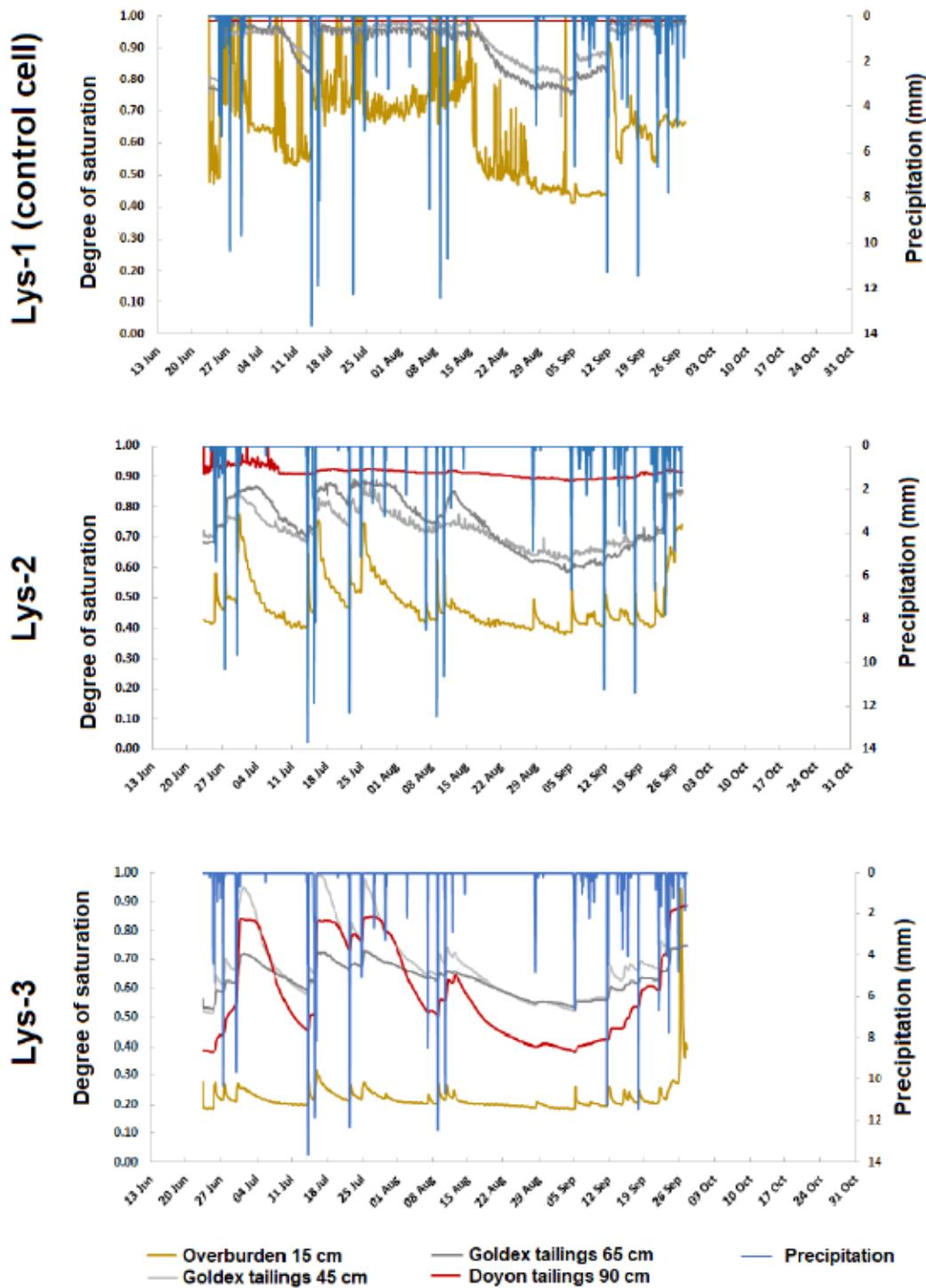


Figure 4.5 Variations of the degree of saturation in each material layer for cells 1-3 in 2021

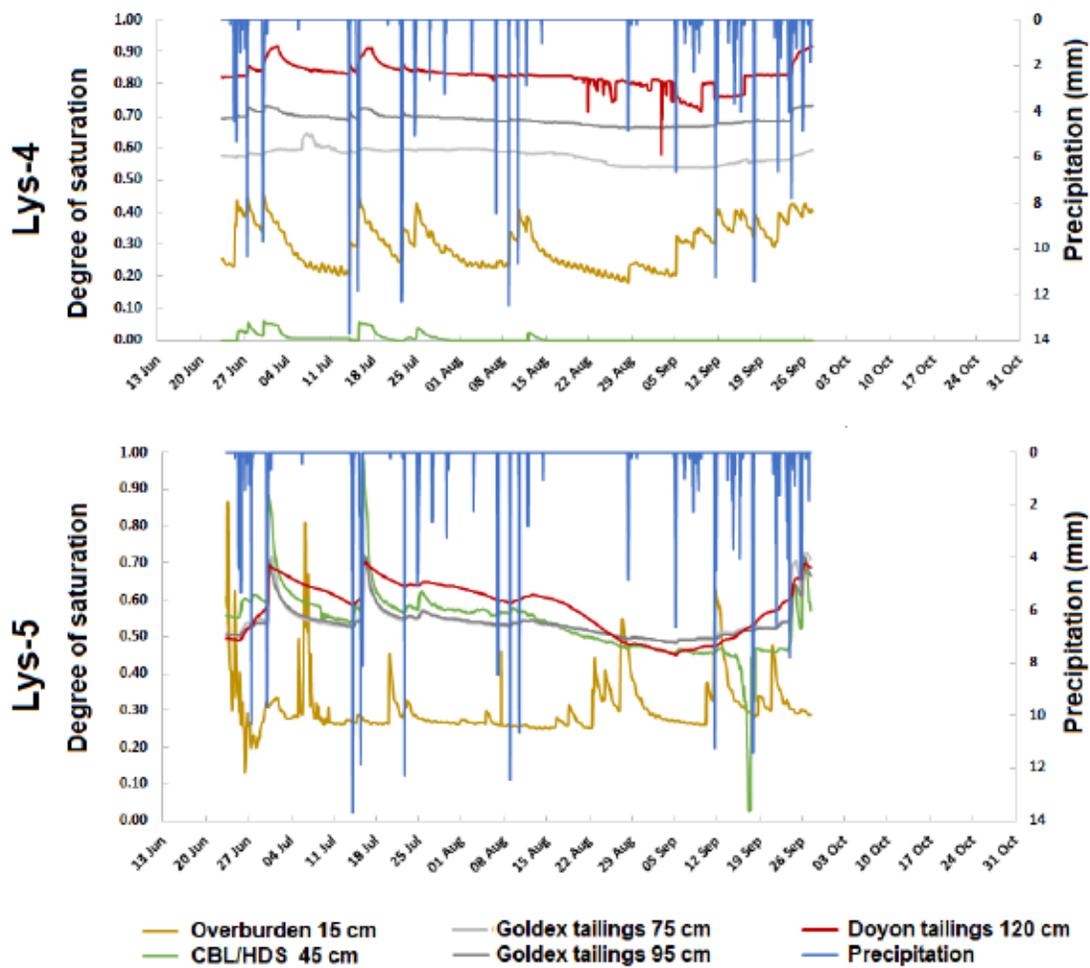


Figure 4.6 Variations of the degree of saturation in each material layer for cells 4 and 5 in 2021

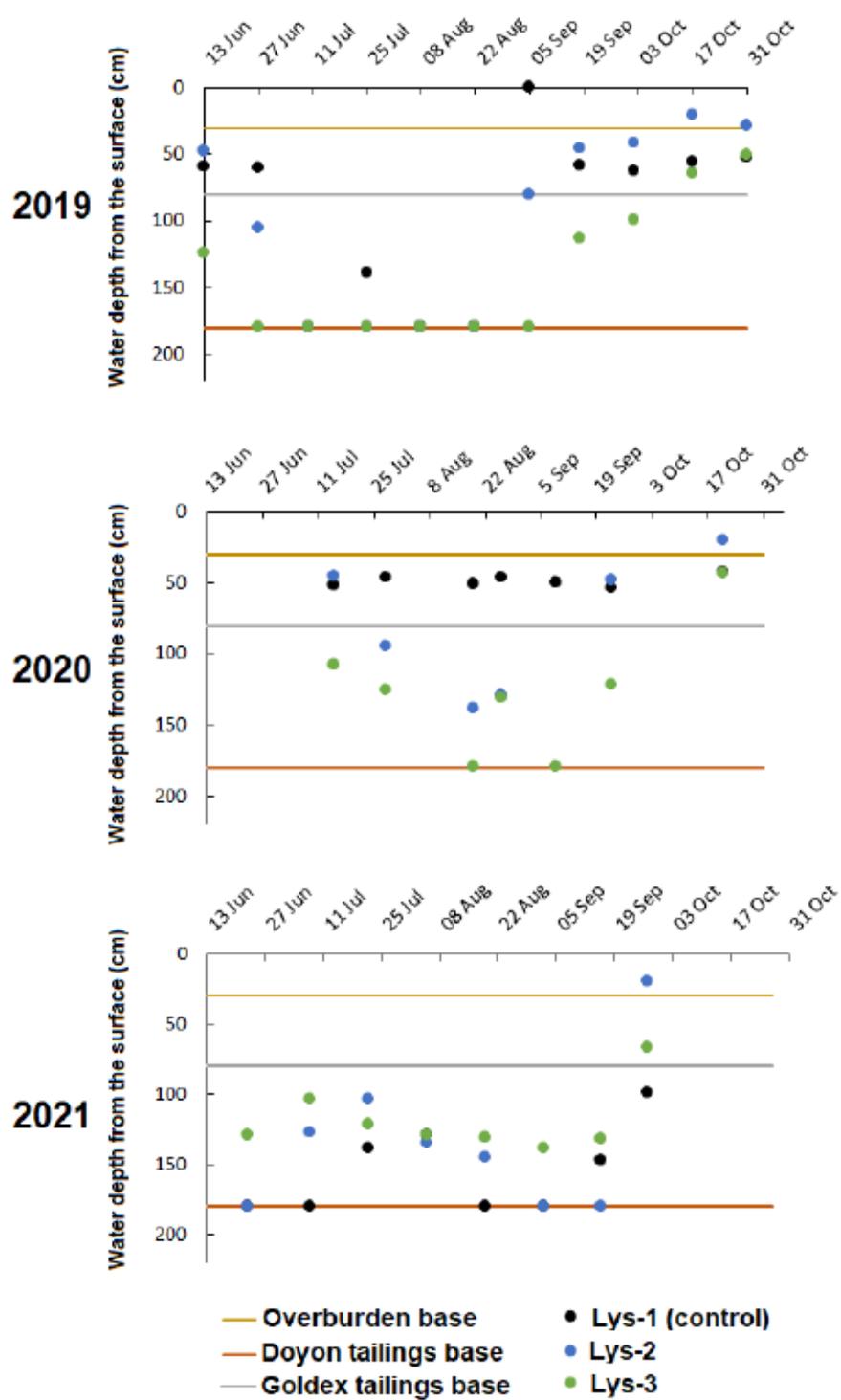


Figure 4.7 Variations of the water table position for the cells 1-3

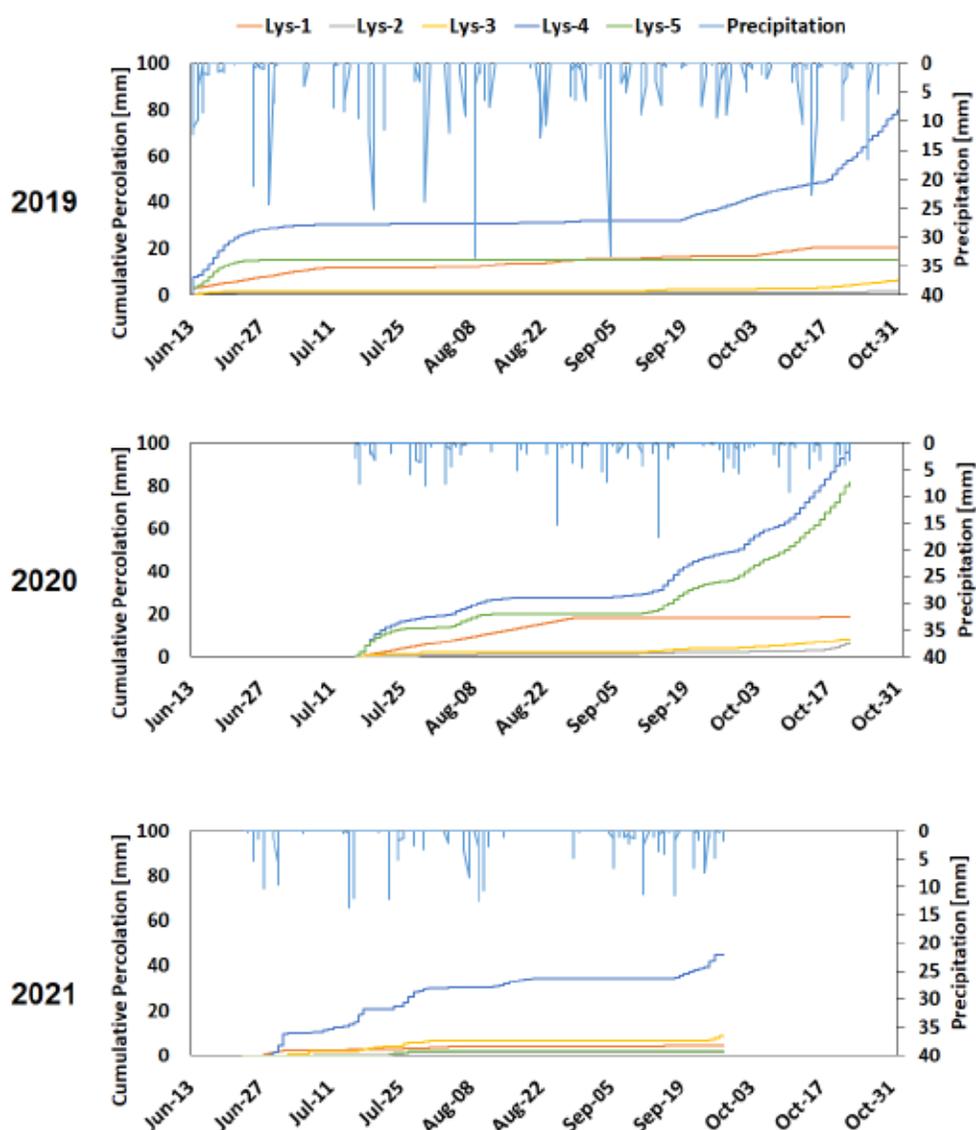


Figure 4.8 Variations of cumulative percolation for the 5 cell configurations

4.4.2 Above-ground and below-ground vegetation development

The results of late 2021 growing season showed that the surface of cell 2 was approximately 73% plant-covered. Results of the observation trenches illustrated in Fig. 4.10 also showed that the roots in the cell with herbaceous vegetation were too shallow to reach the Goldex layer.

Fig. 4.9 illustrates the growth indicators for the willows planted in lysimeters 3-5. As can be seen, willows in cell 5 had the highest development of aerial parts. Willow roots in cell 3 reached the top

20 cm of the Goldex layer (Fig. 4.10) while in cells 4 and 5, it remained limited to the additional layers on top of the Goldex tailings.

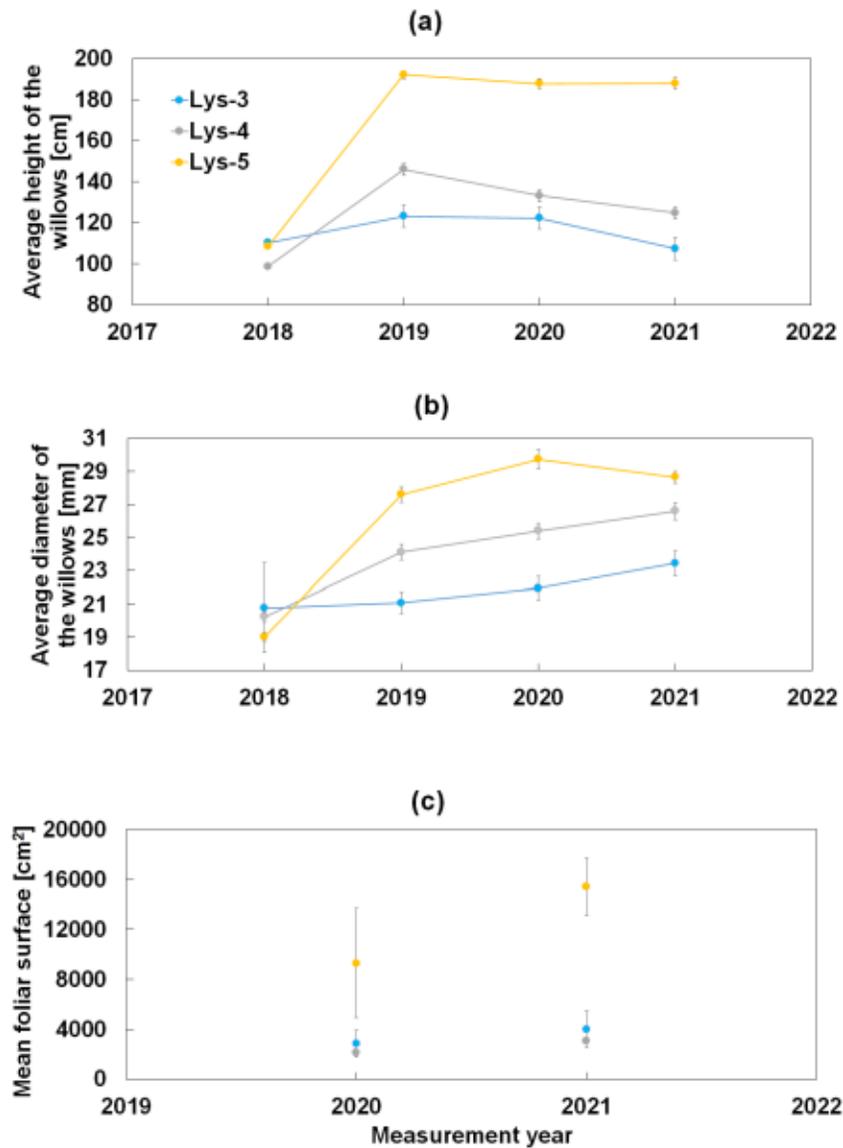


Figure 4.9 Variations of average a) maximum heights (n=61, 98, and 100 for cell 3-5, respectively), b) basal diameters (n=61, 98, and 100 for cell 3-5, respectively), and c) foliar surface (n=3) for willows planted in lysimeters 3-5

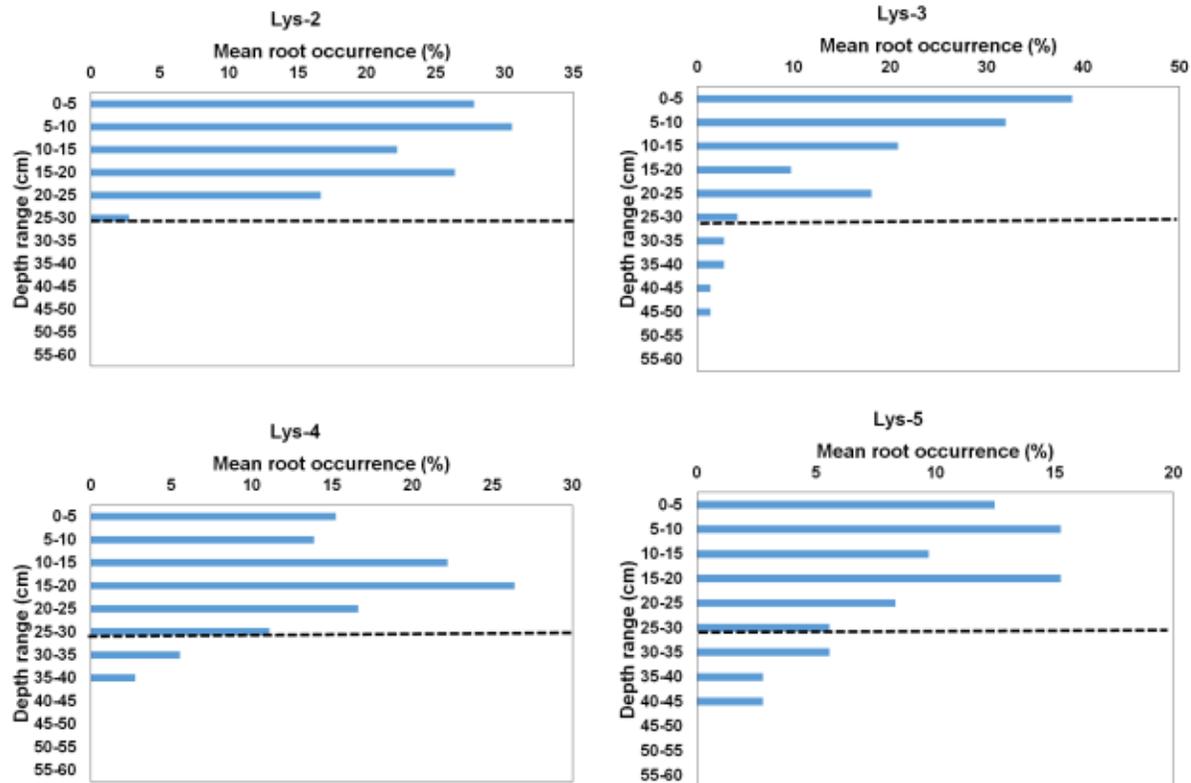


Figure 4.10 Root profiles in vegetated cells based on observation trenches, values are means ($n=4$), the dashed lines represent the interface between the overburden and the lower layer

4.5 Discussion

4.5.1 Effect of vegetation on the relative share of water balance components

Contrary to hypothesis 1, as the global season pie charts showed (Fig. 4.4), the evapotranspiration similarly remained the dominant water balance component for all cells despite the addition of vegetation. The reason for higher share of water storage in 2020 and 2021 is the difference in the corresponding water balance measurement period. The relative storage measurement in 2019 was started on June 13, which was earlier than 2020 and 2021, therefore the water storage in the system had been generally higher in 2019 due to the snow thaw process.

Moreover, percolation of cell 5 has been remarkably lower in 2021, which can be explained by the increased leaf area of the 4-years-old willows (15425 cm^2) that could have facilitated a higher evapotranspiration contribution. Additionally, the extremely low hydraulic conductivity in HDS

layer which is induced by its physical characteristics (Van Riper Consulting et al. 2004) and also actively growing roots might have prevented deep percolation of precipitation water (Ng et al. 2019b).

Generally, based on the observations in the current study, the vertical development of the willow roots in the three year-period was lower than the amount witnessed in the literature (Cunniff et al. 2015; Guittomny-Larchevêque and Lortie 2017), which could be explained by several factors. In both studies, the willows were applied on a poor quality material (mine waste rocks in the 2017 study vs. overburden, sludge, and desulfurized tailings in the current study) with lack of organic matter, deficiency of nutrients/soil organisms, and possible elevated electrical conductivity in water which could severely restrict rooting (Handel et al. 1997; Sheoran et al. 2010). But waste rocks have lower water holding capacity than the materials used in the current study, and lack of moisture content in the plant's immediate substrate could have encouraged its roots to develop deeper in search for available water (Fontana et al. 2020). In our case, since there is nutrients deficiency, the plants were expected to develop extensive fine roots to explore deeper in the host material to mitigate the existing stress (Guittomny-Larchevêque and Lortie 2017; Świątek et al. 2019; Świątek and Pietrzykowski 2021), however, the presence of highly water-saturated layers may have acted as a growth barrier (Figs. 4.5 and 4.6, the Goldex layer). In other words, reduction in available oxygen concentration around the willow root's elongation zone could have diminished the root growth pressure (Visser et al. 2003).

4.5.2 Effect of using different vegetation type for the revegetation cover

Comparing data for cell 2 and 3, where herbaceous seeding and woody plants were applied, the percolation was evidently higher for cell 3 in 2021, inferring that less water percolated in a herbaceous cover in that year (Fig. 4.4). In cell 2, the greater shading of soil surface via herbaceous vegetation compared to the willows might have led to higher water storage. This could also be observed in the higher degree of saturation in the overburden layer in cell 2 (Fig. 4.5). The water loss by evapotranspiration of willows and herbaceous plants might seem similar but the difference comes from the fact that evaporation at the soil surface is less restricted by willows (lower shading and being more distant from the soil surface) while denser and closer-to-the-soil cover of the herbaceous plants restricted evaporation (Forsling 1931). Moreover, the total leaf area of the willows on cell 3 is lower than what is expected from other studies (Tharakan et al., 2005), and this

might explain why the willows have a lower-than-expected contribution to evapotranspiration in this cell. Accordingly to the second hypothesis, results of the present study were consistent with previous research showing that we could expect a higher soil moisture content in herbaceous covered soils compared to woody vegetation (Özkan and Gökbülak 2017). Soil moisture decreased in the deeper soil layer under willow plants due to water uptake while moisture content remained stable in the subsoil of herbaceous plant because of shallower root distribution (Fig. 4.10).

The water table in cell 2 was generally higher than that of cell 3 for all three measurement years. The effect could be explained by the deeper roots and the larger zone of influence for willows on root water uptake than the grass species (Ng et al. 2019a). Root observations in trenches (Fig. 4.10) indeed confirmed that the maximum rooting depth of the herbaceous vegetation in cell 2 was too shallow to reach the Goldex layer (maximum 30 cm, i.e. limited to the overburden layer). This was also seen in previous studies (Özkan and Gökbülak 2017). Generally, based on the results, the herbaceous vegetation had less impacts over the cover's performance as the degree of saturation in the Doyon tailings did not fall below 86% during the three measurement periods, whereas in presence of the willows, it reached as low as 33% (Lys-3, year 2019).

4.5.3 Effect of using an additional layer between the overburden and the functional layer (Goldex tailings)

Despite their similar thicknesses of materials, differing effects between cells 4 and 5 could be justified based on the texture of the additional layer (fine HDS layer vs. coarse CBL). In presence of coarser CBL between the overburden and the Goldex tailings layers, capillary break effects were anticipated against both infiltration and evaporation. Moreover, adding a fine-grained HDS over the Goldex layer was expected to better support the water storage in the cell. Based on the observations, however, percolation has been generally higher in presence of an additional layer (with the exception of lysimeter 5 in 2021) and the water level positions for both cells were lower than that of lysimeter 3 (at the bottom of the cells or nearly during the three growing seasons). In lysimeter 4, the capillary barrier effects in both downward and upward directions were effective based on the moisture content data (Fig. 4.5) and caused a discontinuity between the overburden and the Goldex (Goldex sublayers non-reactive to precipitation variations and relatively invariable in degree of saturation during the measurement periods). Nevertheless, in contrary to what was expected in hypothesis 3, this effect was not sufficient to support a higher water storage and water

table level in this cell. The dynamic percolation has been relatively high in cell 4 for all measurement years (at least 3 times greater than that of cell 3). Thus, it seems that in lack of capillary continuity with the evaporative surface, water stored in the Doyon tailings flowed by gravity to the bottom of the cell rather than staying in the materials. In cell 5, since the vegetation was smaller in 2019, water loss was rather via evaporation; whereas in 2020, it was mostly shifted into deeper layers in form of percolation; then in 2021, when willows had better aerial shape, the water was largely lost through evapotranspiration: the behaviour of this cell was less predictable among years.

Moreover, in cells 4 and 5, the roots did not colonize the Goldex layer, whereas in cell 3, their occurrence was observed in top 20 cm of the Goldex layer (Fig. 4.10), potentially able to pump up the water from deeper horizons (hydraulic lift, (Mendel et al. 2002), especially in warmer parts of the measurement period (Fig. 4.5, Lys-3). Root observation trenches revealed that using the additional layers over the Goldex layer could successfully limit the penetration depth of the willow roots towards the functional (Goldex) layer. Yet, the results showed that low water level in these cells can impact the performance of the cover to limit oxygen diffusion and there is the need for some additional measures in order to keep the water table sufficiently elevated in such configurations. If the design of the reclaimed tailings facility implies impervious dikes and/or foundation or any other proper way to conserve percolation water in the system, the water table should remain high and support the cover's performance.

It is worth mentioning that the higher mean root occurrence observed in the fine-grained HDS layer (Fig. 10) could be justified by its unique physical and chemical characteristics including the ultra-fine particle size, alkaline pH and traces of nutrient contents. Since some organic flocculants are used in the HDS process (Dinu et al. 2014; Demers et al. 2015a), some residual organic components might end up in the final sludge (Aubé 1999) which could favor root development in this material. In Doyon-Westwood HDS plant, the *Magnafloc* flocculant with an anionic polyacrylamide chemical nature ($-\text{CH}_2\text{CHCONH}_2^-$) is used which could cause traces of N in the final sludge.

According to the dynamic data for cells 4 and 5 (Fig. 4.8), percolation was lower in the cell with the fine-textured HDS layer and there was a bigger share for evapotranspiration. As can be seen in Fig. 4.9, the above ground development of the willows in lysimeters 3-5 in terms of both height

and basal diameter followed the order Lys-5 > Lys-4 > Lys-3. This could somehow explain the higher evapotranspiration in cell 5 compared to lysimeter 3 and 4.

4.6 Conclusions

Based on the three-year monitoring study over the five instrumented cells, the findings could be summarized as follows:

(1) Vegetation influenced the contributions of percolation and water storage in the water balance of the cells. The main water balance component in both presence and absence of vegetation was the evapotranspiration.

(2) As hypothesised, herbaceous vegetation developed shallower roots than the willows, had lower evaporation rather than greater transpiration from the willows, supported a generally higher water table position and higher saturated Doyon tailings during all monitored growing seasons. The willows' development was probably lower than in more favorable contexts.

(3) Generally, an additional layer caused higher percolation in the cells. In contrary to what was expected, the addition of a capillary break layer could not maximize the water storage as the results showed that a significant fraction of the precipitated water percolated out from Lys-4. So, with this design implying a CBL above the functional layer, it would be much important to conserve deep infiltrated water in the system with semi-permeable dikes, impervious foundation, etc. in order that this water feeds the water table.

(4) Moreover, the hypothesized high degree of saturation in tailings layers in cell 5 was not present. The degree of saturation in the Doyon tailings was below 85%, which corresponds to a too deep water table level and indicates possible oxygen ingress in the reactive tailings. In 2021, since the planted vegetation had better development on this configuration with HDS sludge, the stored water could have been pumped up by actively growing roots and largely evapotranspired through the leaves.

(5) Based on this study, the best option for vegetated layers above this kind of oxygen barrier cover system was found to be the herbaceous plants. If we would like to consider woody plants, a capillary break layer and some additional arrangements such as dikes or impervious foundation should be implemented to conserve water in the system, so that the water table is kept high and supports the efficiency of the cover. It should also be noted that the current work was performed

using young vegetation and model plants tolerant to flooded soils with maximum anticipated effects on the water balance in a short-term study period. The results may change with longer time frames, from site to site, with a coarse-grained functional layer combined to EWT, and for other species. However, our results give an idea of how the vegetation reacts to this type of reclamation cover in a humid climate and help for a better vegetation selection to ensure its long-term performance. Future investigations are still needed on the effects of mixed vegetation types, efficiency of the above-mentioned water conserving arrangements such as dikes and impervious foundations in the system, root colonization effects on hydrogeological properties of the construction materials, and prediction of the long-term influences of the vegetation on the water balance.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2 : ROOT COLONIZATION EFFECTS ON THE KEY HYDROGEOLOGICAL PROPERTIES OF A RECLAMATION COVER WITH AN ELEVATED WATER TABLE

Le présent chapitre est composé de l'article soumis à la revue *International Journal of Mining, Reclamation, and Environment* en date du 3 février 2024 et a été accepté le 26 février 2024. Il a été rédigé par H. Arabyarmohammadi, M. Guittonny et I. Demers. Il comporte les travaux réalisés dans le cadre du deuxième objectif de la thèse pour étudier l'effet du pour étudier l'effet des racines sur les propriétés hydrogéologiques clés d'un recouvrement à nappe phréatique surélevée.

5.1 Abstract

The performance of reclamation cover systems could be affected by the colonization of plant roots, which may modify the hydrogeological properties of the construction materials. A four-year field investigation was conducted using six experimental cells with various soil layering designs over AMD-generating tailings reclaimed with an oxygen-barrier cover combined with an elevated water table. Both herbaceous and woody vegetation were installed on top of the cells to compare the influence on the properties of the cover material. Consecutive and undisturbed cores were collected from the cover's functional layer in 2020 and 2021, respectively. Root parameters, such as root length density, and hydrogeological properties were measured on the core samples to assess the possible relationships between the two categories of variables. Root observation trenches were also cut in each cell to better analyze the root density and occurrence profiles. Results showed that, within the four-year monitoring period of the study, both herbaceous and woody vegetation roots mostly colonized the top overburden layer of the cell (>86% visible roots) and barely occupied the functional layer of the reclamation cover (<10% visible roots). The observed maximum desorption rates for the functional layer were lower than the predicted values, which could be a short-term effect of the fine roots. No significant impact of roots on the main hydrogeological variables controlling the oxygen barrier efficiency were noted. At the end of the four-year study period, the hydrogeological behavior of the functional layer in all cells with/without vegetation/additional soil layers was found to be similar.

5.2 Introduction

In mine tailings storage facilities, sulfuric acid can be produced if sulfide minerals are exposed to water and atmospheric oxygen. This process can decrease the pH of drainage waters and facilitate the release of toxic metals (Blowes et al. 2014), generating acid mine drainage (AMD). In most reclamation methods that aim at preventing the formation of AMD, attempts are made to restrict the supply of the main reactants (i.e., water and oxygen) to the reactive tailings; a cover system is often an essential component of such a reclamation plan (Bussière and Guittomny 2020). The detailed objectives of a cover system are site-specific but generally include physicochemical stabilization of mine wastes and preparation of the disturbed land for future use (Ayles and Kane 2013).

A well-constructed reclamation cover is expected to support either natural or assisted revegetation with no detrimental impact on its AMD prevention efficiency (Tordoff et al. 2000). Some previous studies have shown that, in the short-term, a well-designed cover will usually maintain its performance even with plants (Arabyarmohammadi et al. 2023; Barry 2023; Proteau et al. 2020c, 2021); however, the performance of covers might be uncertain in the longer term as the hydrogeological behavior of the materials could be modified via the colonization of plant roots (Bussière and Guittomny 2020; Proteau et al. 2021).

Several studies have investigated the influence of roots on soil hydrology, including the changes in infiltration capacities (Bonetti et al. 2021; Shi et al. 2021). Overall, these effects were found to be due to elongation, decay, exudation, and water-uptake of the plant roots (Shi et al. 2021). The core of the previous research indicates that although there might be a relationship between root development and soil hydraulic properties under the different conditions investigated, it is not easy to define a universal pattern for such effects that applies under various conditions (Shi et al. 2021).

Based on the literature, the effect of roots on the hydrogeological properties of a reclamation cover is complex and not easy to formulate. In fact, as roots penetrate the soil, they pass among the soil particles and modify the soil structure (Logsdon et al. 2013). While penetration of coarser plant roots can increase the macro-porosity in the host soil (Bodner et al. 2014; Shao et al. 2017) and facilitate preferential water and gas flow within the soil (Benegas et al. 2014; Cheng et al. 2017; Ghestem et al. 2011; Zhang et al. 2017), dynamic distribution of finer roots could reduce the porosity by occupying the interparticular spaces (Archer et al. 2002; Lu et al. 2020; Ng et al. 2016).

Such effects are different for various plant types since roots of herbaceous plants are mainly fine and shallow, while larger and deeper root systems are usually observed for shrubs and trees (Jiang et al. 2018).

The growth stage of the plant is also influential on the extent of root effects since at the early stages with lower plant biomass, drying–wetting cycles and formation of cracks (secondary porosity) could be facilitated, thus boosting the hydraulic conductivity of the soil (Jotisankasa and Sirirattanachai 2017). As the biomass reaches a threshold, however, the main effect of roots becomes the occupation of pore spaces by fine roots, and the infiltration rate is expected to decrease (Barley 1954; Jotisankasa and Sirirattanachai 2017; Leung et al. 2015; Proteau et al. 2023). As soon as the roots outgrow this threshold, the porosity of the colonized medium could increase once again, and the hydraulic conductivity could rise (Vergani and Graf 2016). It should be noted that root decay processes and exudations, which are effective factors throughout the whole plant lifespan, are able to modify the soil pore distribution by creating interconnected channels (Diallo 2023), aggregation, and hydrophobization of the soil particles (Shi et al. 2021). These effects mean that, depending on the soil type, plant type, growth season, soil depth, and root size/age, colonization could lead to either higher saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) and lower air entry value (AEV) (Angers and Caron 1998; DeJong et al. 2015), or lower k_{sat} (Ghestem et al. 2011; Jassogne et al. 2007; Leung et al. 2015; Proteau et al. 2020b) and possibly higher AEV in the substrate. Still, it is expected that as vegetation matures, it will evolve towards woody plants, and the roots will coarsen within the cover system; as such, k_{sat} should tend to increase in the later succession stages (Benson et al. 2007; DeJong et al. 2015).

A recent study focused on root effects on the hydrogeological properties of a specific type of oxygen-barrier reclamation cover, namely a cover with capillary barrier effect (Proteau et al. 2021). However, no published research has addressed such effects for oxygen-barrier covers combined with an elevated water table. The main objective of the current study was to assess the root colonization in the functional layer (i.e., fine grained layer with high degree of saturation, S_r) of an oxygen-barrier cover combined with an elevated water table, and the potential relationships between the root-derived parameters, such as root length density (RLD), and the hydrogeological properties (e.g., k_{sat} , AEV, and desorption rate) that control fluid transport in the material. For this purpose, the analysis of root parameters and laboratory measurement of hydrogeological properties

were carried out consecutively on the same undisturbed soil samples from field test cells with various cover layers and plant types.

The main research hypotheses were as follows:

- (1) in the root-colonized functional layer of the cover, a higher RLD will result in a higher k_{sat} as a result of possible macropore formation, especially under woody vegetation; and
- (2) the shape of the water retention curves (WRCs) will be influenced by the presence of such potential macropores, most likely leading to a lower AEV.

5.3 Materials and methods

5.3.1 Study site

The study was performed at the Doyon-Westwood gold mine site, Abitibi-Temiscamingue region, Québec, Canada, where both waste rock and tailings are preponderantly potentially acid-generating (Demers et al. 2015). Mining operations in case of Doyon deposit were performed during 1978-2010. 2 kilometers to the east of the Doyon mine, Westwood underground gold mine began its operations in 2013. The local climate conditions range from dry and hot (reaching temperatures up to 35°C) during the summer season (late June to September) to cold with snowfall (as low as –40°C) in winter (late December to March). Mean annual precipitation is 929 mm (Government of Canada 2024). According to the geological studies, the bedrock is mainly composed of granite, gneiss, micaceous schist, amphibole and pegmatite (Rompre and Carrier 1997), which forms the main soils locally (a sandy loam till -dystric brunisol)(Agriculture and Agri-Food Canada 1998).The site is located within a boreal region with the characteristic forest species including *Pinusbanksiana* Lamb., *Picea mariana* (Mill.) Britton, *Populus tremuloides* Michx., *Betula papyrifera* Marsh., *Larix laricina* (Du Roi) K. Koch, and *Abies balsamea* (L.) Mill (Guíttonny-Larchevêque and Lortie 2017).

5.3.2 Cell configuration

Six in situ experimental cells were used in this study; these cells took the form of inverse truncated pyramidal lysimeters, which were constructed on the waste rock pile (inspired by an earlier study by (Bussière et al. 2007)). The set-up included two control cells without vegetation and four cells that were revegetated at the beginning of the study Cell 3) with agronomic herbaceous seeding and Cells 4–6 planted with a woody plant (i.e., fast-growing willow). All cells were filled with a 0.5

m-thick layer of desulfurized tailings (as the functional layer of the reclamation cover system, identified as the Goldex layer in Fig. 5.1) over 1 m of reactive sulfidic Doyon tailings (Fig. 5.1). The functional layer was a fine-grained material aimed to enhance the capillary rise from the elevated water table, thereby maintaining a high degree of saturation in the reactive tailings and in the fine material above, restricting oxygen diffusion from the atmosphere (for more details, please see Arabyamohammadi et al. (2023)). Cells 2–6 had a 0.3 m-thick overburden layer as the superficial surface of the cells. In addition, Cells 4 and 5 had a 0.3 m-thick additional layer—a capillary break layer (CBL) and a high-density sludge (HDS) layer, respectively—placed between the overburden and the functional layer. The four vegetated cells were constructed and vegetated in June 2018, while the construction of the control cells was completed in Spring 2019.

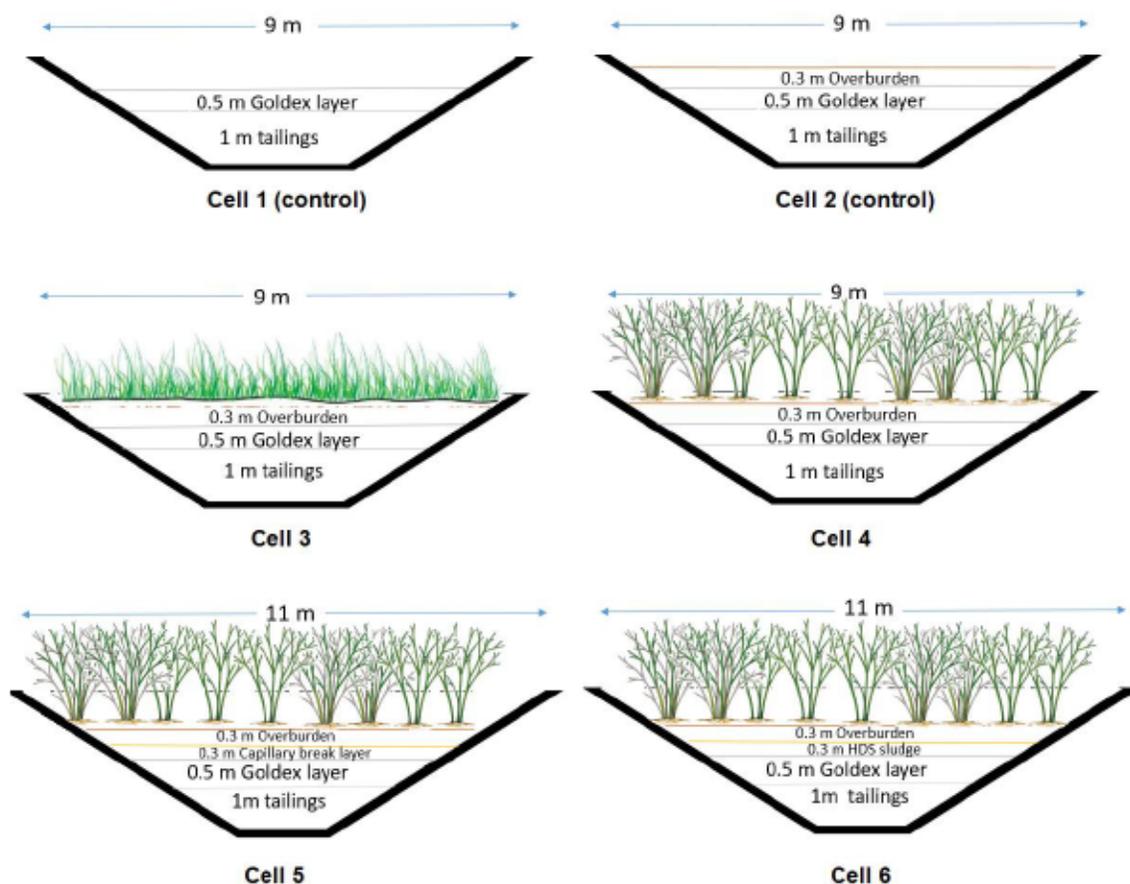


Figure 5.1 Schematic cross-sections of the experimental cells.

All construction materials were acquired from the mine site, except for the desulfurized tailings, which were obtained from a neighboring mine (the Goldex mine, Val-d'Or, Quebec, Canada). Basic geotechnical properties of these materials are provided in Table 5.1. Particle size analyses were performed using a Malvern Mastersizer 3000 (Malvern Instrument, UK) and the average specific gravity (G_s) was measured via a helium pycnometer (AccuPyc 1330, Micromeritics, USA). Porosity was measured during dismantling of the cells in 2021, via the sand cone method (ASTM D1556-07) in the overburden and with soil ring samples in the fine-textured materials. For porosity measurements in the coarse CBL, a bucket with a known volume full of non-compacted material was filled with water and weighed; the porosity was then estimated by dividing the mass of water by the total volume of the bucket.

Table 5.1 Basic geotechnical properties of materials used in cell construction: specific gravity (G_s , $n = 1$ to 4), particle size distribution parameters, and porosity ($n = 5$ for overburden and tailings, and $n = 2$ for capillary break and high-density sludge).

Material	G_s (-)	Particle size distribution data			Porosity (%)
		D_{10} (μm)	D_{60} (μm)	C_u (-)	
Overburden	2.7	5.17–6.50	71.20–81.70	11.99–14.24	36–42
Goldex tailings	2.7	3.24–4.93	39.25–74.22	12.11–15.34	36–44
Doyon tailings	2.7	3.65–5.74	26.66–52.42	7.31–9.88	42–50
Capillary break	2.7	22.98	624.54	27.17	25
High-density sludge	2.3	1.87	7.12	3.82	50

5.3.3 Vegetation design

Vegetation design was identical to the previous work published by the authors (Arabyarmohammadi et al. 2023) and was implemented in 2018. Briefly, in Cells 4–6, 1.2 m-long

cuttings of fast-growing willows (*Salix miyabeana*, clone Sx64) were planted as the woody type of vegetation, 0.3 m-deep in the soil at 1 m spacing and locally fertilized with 30 g of mineral fertilizer (NPK 21-2-4). For the herbaceous vegetation in Cell 3, a commercial lawn seeding mix (Ecoturf Herbionik grass seeds (Gloco, Botanix), 200 kg/ha) was applied with 500 kg/ha of mineral fertilizer (NPK 21-2-4) (Burger and Zipper 2011). The species involved 23% *Festuca trachyphylla* (Hard Fescue, Rhino/ Aurora), 20% *Festuca arundinacea* Grass fescue (Culumbra II/Chancellor), 20% *Festuca rubra* Creeping red fescue (Aberdeen) *E, 20% *Lolium perenne* Perennial ryegrass (Medaillon/Ragnar II), 14% *Poa pratensis* Kentucky blue grass (Appalachian/Midnight II), and 3% *Trifolium repens* White clover, by seed mass.

5.3.4 Sampling and lab measurements

To quantify root colonization in the reclamation materials, samples were sequentially cored in 2020 along the entire depth of each layer down to, and including, the Goldex tailings using a metal cylinder hammered into the soil (10 cm diameter × 10–20 cm length) (four randomly located cores in each cell). The collected cores were transferred to the laboratory and kept at 4 °C in moisture-tight plastic bags. Then, for each core, roots were washed from the soil with tap water over two sieves (#14 and #25, mesh sizes of 1,400 and 278 µm, respectively), extracted, scanned, and then dried for 48h in the oven at 60 °C to weigh the dry biomass. Scans from the extracted roots were analyzed with WinRHIZO (Regular version, Regents instruments Inc., Québec), which derived the root volumes and surface based on their measured diameter and lengths. The output of the analysis enabled the calculation of different root parameters such as RLD, which is the total root length divided by the sampled volume of soil (Guitttonny-Larchevêque et al. 2016a). In the current study, the RLD of roots with a diameter finer than 2 mm is referred to as fRLD.

At the end of the field monitoring period in Fall 2021, several trenches were cut in each of the vegetated cells (3–6) to better analyze the root colonization profile in each material layer of the cell. These included 4 randomly located observation trenches cut using a mechanical shovel in each cell (Arabyarmohammadi et al. 2023).

A number of randomly located undisturbed core samples (1-5 samples per cell) were collected from the cover functional layer in the fall of the last year of monitoring (2021) to measure the k_{sat} and WRC in the laboratory. These samples were collected from the top surface of the Goldex tailings layer with a metal double-cylinder core sampler, which directly drove the samples into rigid tubes

(10 cm diameter, 20 cm length / 15 cm diameter, 30 cm length). Undisturbed core samples were stored at 4 °C prior to analysis. The k_{sat} measurements were performed using a rigid wall permeameter (ASTM D5856) that was directly attached to the sample-holding tubes. Results of k_{sat} measurements were compared with those predicted by the modified Kozeny-Carman model (Mbonimpa et al. 2002):

$$k_{sat} = C_g \frac{\lambda_w e^{\chi+3}}{\mu_w (1+e)} C_U^{1/3} D_{10}^2 \quad (5.1)$$

where D_{10} is the grain diameter at 10% passing, C_U is the uniformity coefficient, e is the void ratio, λ_w is the unit weight of water (9.8 kN/m³), μ_w is the dynamic viscosity of water (10⁻³ Pa.s), and C_g and χ are constants defined in previous works (0.1 and 2, respectively) (Mbonimpa et al. 2002). The sample porosity was calculated once again in the laboratory, knowing the dry mass (M_S), the average specific gravity (G_s), and the total volume of the core sample (V_T):

$$n = 1 - \left(\frac{\left(\frac{M_S}{G_s} \right)}{V_T} \right) \quad (5.2)$$

After finishing the k_{sat} measurement, two undisturbed subsample mini-cores were prepared from each saturated core by pushing sharp-edged metal cylinders (6 cm diameter, 5 cm length) into both ends of the sample. This practice provided us with double the number of samples for WRC measurements which is an advantage as it is quite frequent that some analyses are lost due to gas leaks. The remaining materials (R_i) at this stage were kept at 4 °C. The sample-holding metal cylinders were then directly mounted into standard Tempe cell arrangements and weighed to obtain the WRC (ASTM D6838-02). Next, the Tempe cells were dismantled, the cell contents were carefully measured for their dimensions, and then, along with the R_i sample, were weighed for their dry mass and sent for the root washing process.

The best-representing water retention curve was then fitted over the observed water retention datapoints using the van Genuchten model with a single porosity and Mualem's conductivity model via the RETC code (Van Genuchten et al. 1991). The model incorporates two main parameters, α and n_{v-G} , and a third parameter, m , that could be described as $m = 1 - \frac{1}{n}$. There is a negative

relationship between α and AEV (i.e., $AEV = \frac{1}{\alpha}$), while n_{vG} is positively related to the slope of the WRC, referred to as the desorption rate. In this study, the measured AEV and maximum desorption rate (DR_{max}) were obtained from the best-fit WRCs. The AEV was estimated from the curve as the suction at which the S_r equals 0.9 (Aubertin et al. 1997). DR_{max} values were calculated manually as the maximum gradients of the WRCs.

The WRCs of the Goldex layer in each cell were also predicted by the Modified Kovács (MK) model (Aubertin et al. 2003), which is based on the geotechnical properties. Porosities were input to the model based on saturation of the samples, as the 100% saturation state was not always achieved in the laboratory (S_r range of 80–100%), possibly due to the air pockets trapped in the pores, which could affect the water flow in the tailings (Bussière 1999; Pabst 2011). Satiation is defined as the maximum value of water content that can be reached (Bussière, 1999). This phenomenon was previously observed for the same tailings in earlier studies (Barry 2023; Diallo 2023). Predicted AEV and DR_{max} values were obtained from the predicted WRCs.

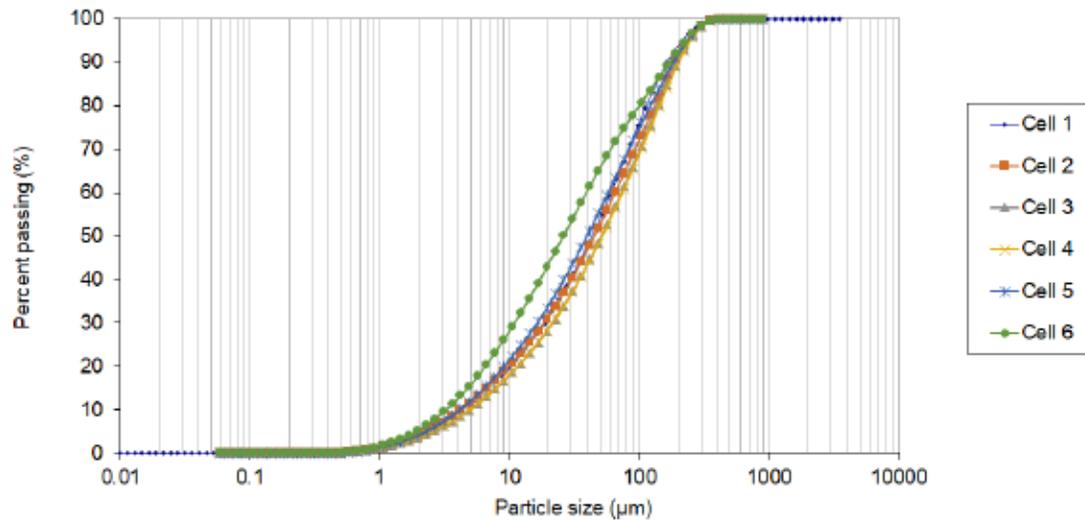
Based on the graphics in the data analysis, the scatter plots between the root parameters and hydrogeological properties did not exhibit a meaningful relationship.

5.4 Results and discussion

5.4.1 Grain size analysis

Grain size analysis of the Goldex tailings used in the experimental cells revealed mainly consistent grain size distributions for the material (Fig. 5.2), with a slightly finer grain size distribution for the tailings collected in Cell 6. The Goldex tailings used in this study were analyzed in previous studies (Demers et al. 2013; Ethier 2018; Pabst 2011). These studies reported a D_{10} of 1.63–2 for the material and a D_{50} range of 18–60 μm for the finest to intermediate-sized Goldex tailings. Fig. 2 shows a D_{10} of 3–4 μm and a D_{50} of 25–50 μm for the Goldex tailings. The material was classified as ML according to the Unified Soil Classification System (USCS).

Figure 5.2 Comparison of the particle size distribution for the Goldex tailings in Cells 1–6 ($n = 2$ for each cell).



5.4.2 Root colonization in the experimental cells

5.4.2.1 Analysis of the full-length cores

RLD was calculated individually for each material layer from the randomly located cores. As Fig. 5.3 shows, roots mostly colonized the upper layers and occurred less frequently in the Goldex tailings layer ($RLD_{max} = 0.76 \text{ cm/cm}^3$ in the top 10 cm of the Goldex tailings layer in Cell 3). The typical RLD of fast-growing willows is at least 10 times higher than that obtained from the Goldex tailings samples (Jerbi et al. 2015). As Fig. 5.3a shows, the overall RLD in Cell 3 (the cell with herbaceous vegetation) was higher than in the other cells. The highest contribution was generally seen in the overburden layer, except in the case of Cell 6, where the RLD of sludge layer was higher. The sludge layer might have favored root colonization due to its high water retention capacity and nutrient content (Arabyarmohammadi et al. 2023).

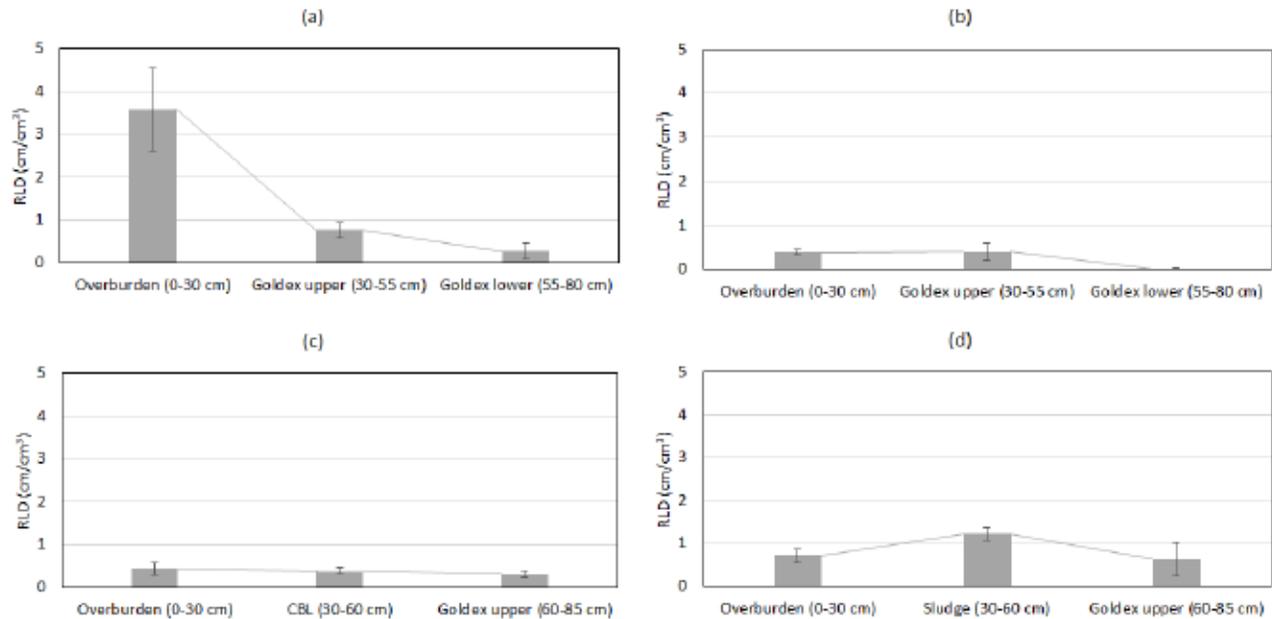


Figure 5.3 Variation of mean RLD in each material layer with increasing depth ($n = 4$ randomly located full-length cores from the vegetated cells collected in late growing season 2020, three growing seasons after revegetation): a) Cell 3, b) Cell 4, c) Cell 5, and d) Cell 6. Bars denote standard error (SE).

5.4.2.2 Undisturbed samples and observation trenches

Results of the root washing process for the undisturbed core samples collected in Fall 2021 also revealed very low RLD values in the Goldex tailings layer (with mean values of 0.33, 0.03, 0.01, 0.34 cm/cm^3 for Cells 3, 4, 5, and 6, respectively). This indicates that the roots were mostly concentrated in the materials above the functional layer of the cover profile (mainly the upper 30 cm), even at the end of the fourth year after revegetation; this is in agreement with root architectural traits reported after a global analysis across forest types (Cabugao et al. 2021; Schenk and Jackson 2002). Fig. 5.4 shows the mean total RLDs in the Goldex layer samples from each cell compared to their fRLD. The figure clearly shows that RLD was greater in the functional layer for the herbaceous type of vegetation and in the presence of the HDS additional layer. Moreover, even if material was added above the functional layer in Cells 5 and 6, it did not decrease the total RLD in the cores of the Goldex tailings. Finally, roots reaching the functional layer after four years of growth were mainly fine (>97.3 %), even in the case of woody plants like fast-growing willows.

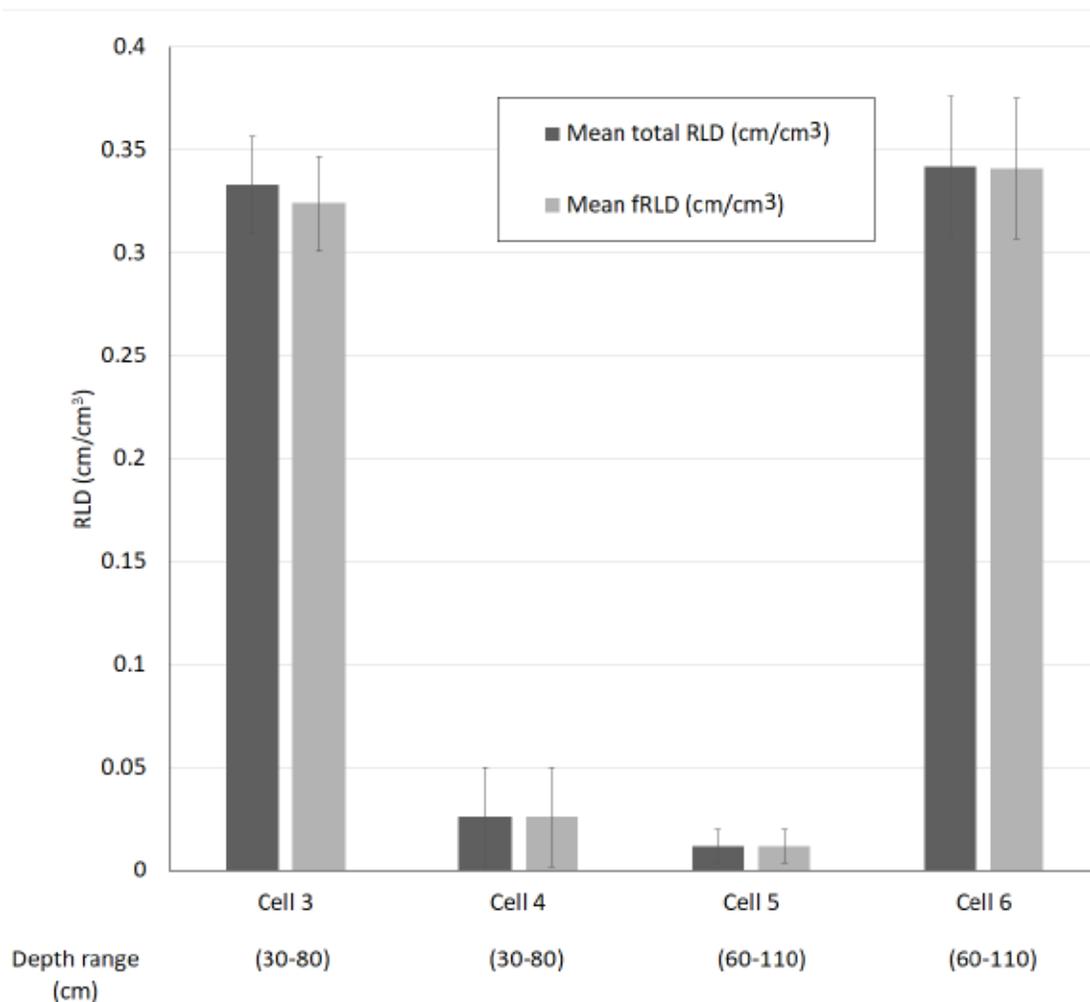


Figure 5.4 Representation of the mean total RLD in Fall 2021 for samples of tailings in the cover functional layer (10 cm × 20 cm cores, n = 3–5) and the proportion of finer roots (<2 mm diameter) based on the WinRHIZO analysis. Bars denote standard error (SE).

Table 5.2 shows the mean observed root variables obtained via the random trenches cut in the material layers. As listed in Table 5.2, the majority of the existing roots occupied the overburden layer in both the herbaceous and woody vegetated cells; only in Cell 4 was a negligible colonization observed in the top Goldex tailings layer (mean root occurrence 1.4%). The complementary WinRHIZO analysis (Fig. 5.4) revealed that the Goldex tailings contained roots (RLDs > 0, Fig. 5.3 and 5.4). These roots were mainly fine (diameter <2 mm), but their low quantity and small diameter may explain why they were not detected by visual inspection in the trenches. Roots finer than 2 mm are not associated with macropore development (Bodner et al. 2014, 2021). Similar

poor root development in the Goldex tailings material was observed in a study using the same type of reclamation cover at Manitou mine site (Barry 2023).

Table 5.2 Observed mean root variables in the trenches to describe the root profiles across the layers of materials.

Variable	Layer	Cells			
		3	4	5	6
Mean root density (no. dm ⁻²)	Overburden	2.28	1.65	1.25	0.6
	Additional layer	-	-	0.13	0.1
	Goldex tailings	0	0.06	0	0
Mean root occurrence (%)	Overburden	21.1	21.5	17.6	11.1
	Additional layer	-	-	1.4	1.9
	Goldex tailings	0	1.4	0	0
Mean proportion of visible root (%)	Overburden	100	90	93	86
	Additional layer	-	-	7	14
	Goldex tailings	0	10	0	0

5.4.2.3 Hydrogeological measurements

Previous studies have reported a k_{sat} range of 2×10^{-4} – 5×10^{-8} cm/s for the Goldex tailings (Demers et al. 2013; Ethier 2018; Pabst 2011). In the current study, a corroborating range was found through testing several undisturbed samples (1.2×10^{-5} – 5.3×10^{-5} cm/s).

In accordance with the results of root observation and contrary to Hypothesis 1, Fig. 5.5 shows that all measurements for saturated hydraulic conductivity performed on the undisturbed samples fell

within half an order of magnitude of the predictions from the model (Eq. 5.1), in which vegetation parameters are not considered. This indicates that impacts of vegetation on k_{sat} were not significant within the four years of monitoring.

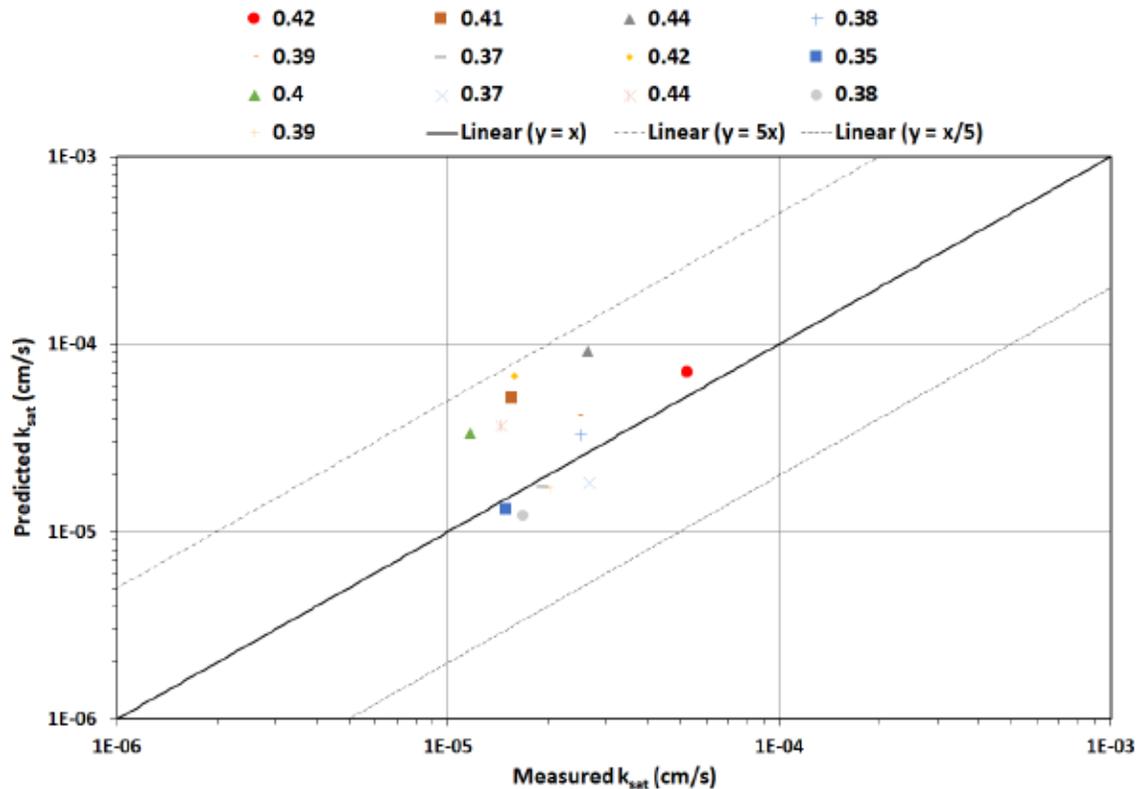


Figure 5.5 Model-predicted k_{sat} values plotted against lab-measured k_{sat} values (the assigned values represent the measured porosities in the Goldex tailings layer, the solid line represents a 1:1 ratio, and the dotted lines represent a ± 0.5 order of magnitude deviation from the identity line).

Previous studies reported an AEV range of 20–50 kPa for the Goldex desulfurized tailings (Demers et al. 2013; Ethier 2018; Pabst 2011). The MK model-based predictions according to the geotechnical data from the bulk samples indicated a similar AEV range of 17–45 kPa for the Goldex tailings in the cells. AEVs were also estimated using the van Genuchten-fitted WRCs with the lab measurements. Fig. 5.6 depicts a comparison of the predicted and measured AEVs. As can be seen, the measured AEVs were all within the average range of the predicted AEVs based on the geotechnical properties of the Goldex tailings (i.e., 17–50 kPa or 1.7–5 m). Moreover, plotting the predicted and measured AEVs resulted in a similar number of data points positioned above and below the $y = x$ axis, so no outstanding anomaly could be identified.

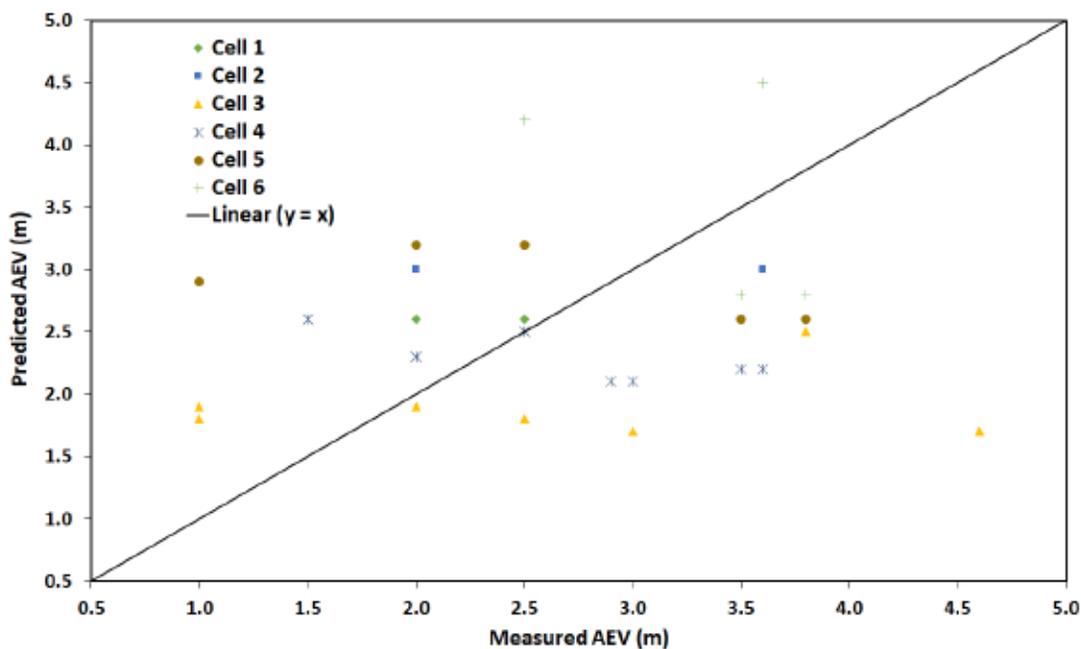


Figure 5.6 AEVs from model-predicted WRCs compared to AEVs from lab data-fitted WRCs.

Comparisons of lab observations and WRCs predicted by the MK model (Fig. 5.7) show that the WRC of the Goldex tailings in vegetated Cells 3–6 stayed within the prediction limits (predicted WRCs for the finest and the coarsest samples from the Goldex tailings). This result means that at the end of the four-year period of the study, using the applied reclamation method and tested designs, the influence of vegetation on the hydrogeological properties (such as AEV) of the Goldex tailings (as the functional layer of the reclamation cover) was not significant. Vegetation effects were lower than those associated with the variability of the basic geotechnical properties of the tailings.

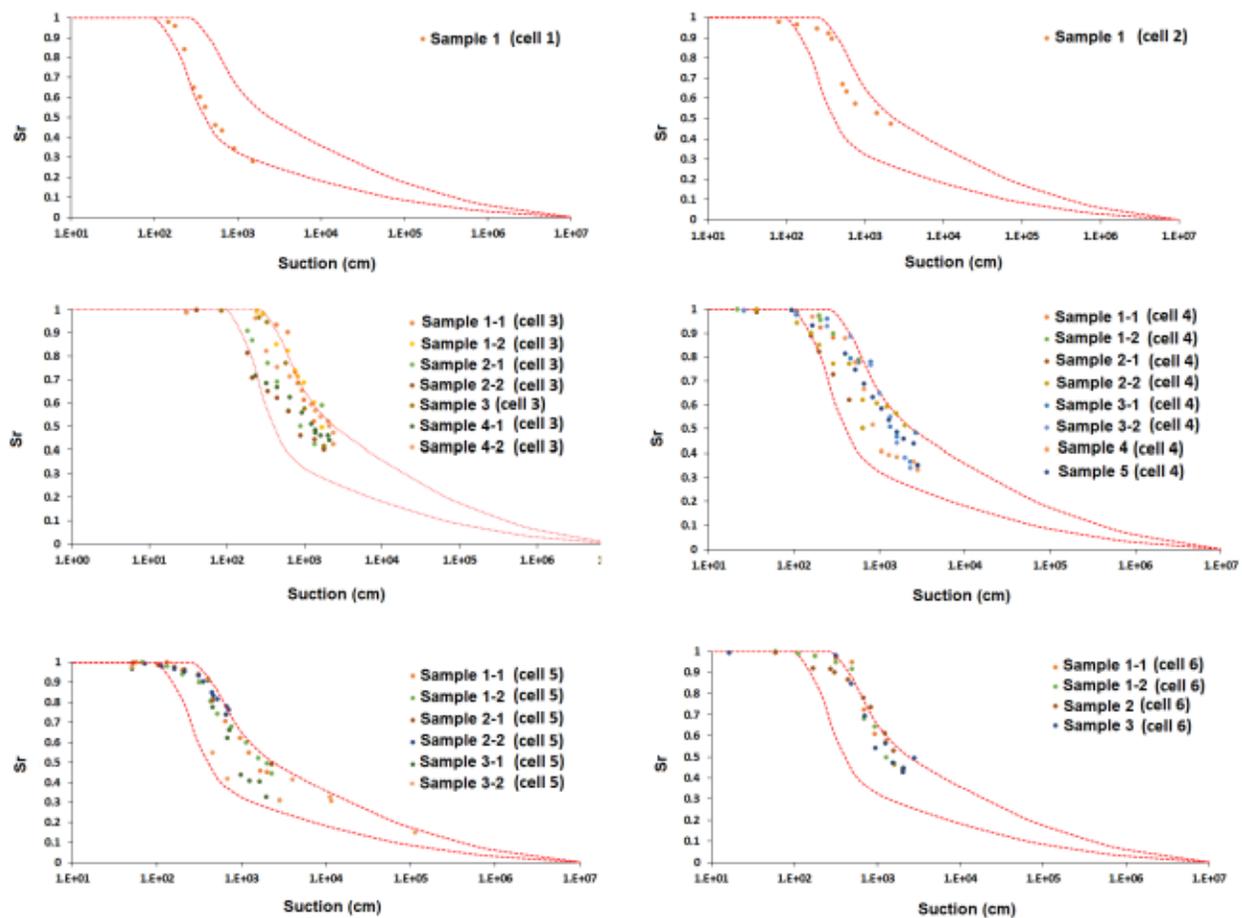


Figure 5.7 Representation of lab measurements from all samples collected from Cells 1–6. Red dashed lines indicate the lower and upper extremes, which refer to the predicted WRCs of the finest and the coarsest Goldex tailings in all the cells.

A comparison of the predicted and measured maximum desorption rates (DR_{max}) also shows that in the measured WRCs, the Goldex tailings lost their water content at a lower rate than predicted by the MK model (Fig. 5.8). This observation can be attributed to the possible minor effects of the fine roots on the pore-size distribution (Bodner et al. 2021; Chen et al. 2021), occupying the pores and decreasing their size; however, such effects were limited since they were not easily detectable in the other hydrogeological properties, and similar behavior was also seen for the control cells (Cell 1 and Cell 2). This may also have been a short-term effect that was favorable for the performance of the oxygen-barrier cover, but that may change with time as the plants grow, especially in cells planted with willows.

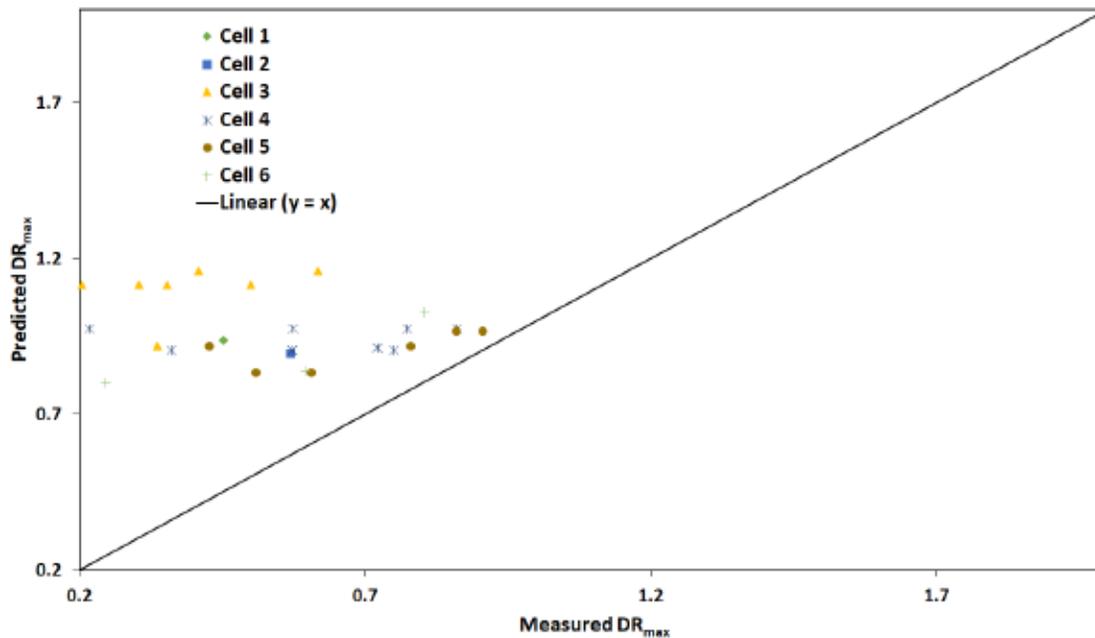


Figure 5.8 Extracted DR_{max} from the predicted WRCs plotted against those from the lab data-fitted WRCs.

Overall, similar effects of root colonization on the hydrogeological properties analyzed (k_{sat} , AEV, and DR_{max}) were observed for all cells in the presence/absence of vegetation, and no significant difference was observed between herbaceous and woody plants.

5.5 Conclusions

Based on the results and discussions, the following conclusions can be drawn:

(1) The roots in both types of vegetation, and in the presence/absence of an additional layer over the functional layer of the cover, were mainly finer than 2 mm and did not colonize the Goldex tailings layer to a great extent (only top 10 cm of the Goldex tailings layer); therefore, they should not impact the performance of the reclamation cover. In fact, the applied vegetation did not have any significant impact on the hydraulic conductivity of the cover layer, even with a fast-growing woody species like the planted willow. Comparison of the lab-measured WRCs and the model-predicted ones revealed that the vegetation did not show any considerable influence on the AEV of the functional layer of the cover.

(2) Although not significant in the current short-term study period, increasing the thickness of the materials by adding coarse soil layers on top of the functional layer could restrict the root intrusion into the functional layer and therefore protect the cover over the longer term. However, using HDS as the additional layer increased the RLD in the functional layer, so is not recommended.

(3) Herbaceous vegetation exhibited greater RLDs than willow plants, and no coarse roots were observed in the functional layer under willows after a four-year monitoring period.

**CHAPITRE 6 ARTICLE 3: NUMERICAL SIMULATION OF THE EFFECTS OF
CLIMATE CHANGE AND LATE SUCCESSIONAL VEGETATION ON THE
WATER BALANCE OF A COVER WITH AN ELEVATED WATER TABLE**

Ce chapitre vise à présenter les travaux réalisés dans le cadre du développement d'un modèle hydrogéologique avec les propriétés hydrogéologiques mesurées comme entrées du modèle et intégrant les paramètres de végétation. C'est le troisième article rédigé par H. Arabyarmohammadi, M. Guíttonny et I. Demers pour la réalisation du troisième objectif de la thèse. Il est tel qu'il a été soumis à la Revue Journal of Hydrogeology en date du 27 mai 2024.

6.1 Abstract

Covers with an elevated water table (EWT) are among the various reclamation methods developed in recent years to control acid mine drainage. The performance and water balance of EWT systems are closely interrelated, making climatic conditions and vegetation status crucial for assessing their long-term efficiency. This study analyzed the effects of end-of-century projected climate and anticipated future forest conditions on water balance using SEEP/W numerical simulations. The study involved model calibration with field percolations and degrees of saturation (S_r) in cover layers of three instrumented experimental cells, including a non-vegetated control cell and two others comparing different vegetation types. Ratios of cumulative evapotranspiration (E) to cumulative percolation (P), E to cumulative rainfall (R), and P/R were calculated to analyze the outputs. Results showed that if the current vegetation persisted, climate change led to higher E/R and P/R ratios for all the cells, resulting in higher recharge of the water table by precipitation; the cover was found to be efficient for most of the growing season. Considering the ultimate forest vegetation under the current climate, higher E and lower P than current conditions (E/R = 98.6%, P/R = 0%) and loss of performance of the cover were predicted ($S_r < 85\%$ and phreatic level below the air entry value of reactive tailings). Finally, adding climate change to late successional vegetation scenarios did not significantly change the model outputs compared to late vegetation only. This preliminary and exploratory study indicated that long-term vegetation impacts on the water budget and performance of EWT covers should be closely considered and monitored in future designs.

6.2 Introduction

Tailings facilities associated with mining and processing of sulfide ores represent a substantial risk of acid mine drainage (AMD) generation due to possible reactions of liberated sulfides with oxygen and water under atmospheric storage conditions. To limit this acid production hazard, reclamation methods are designed to restrict the access of oxygen and water to the tailings (Bussière and Guitttonny 2020). In humid climates (i.e., where the water balance is positive most of the year), oxygen barriers are considered the most efficient type of reclamation cover. These covers can be created either by submerging the tailings under water (i.e., water cover) or by installing engineered soil cover systems over the reactive tailings.

As an important type of engineered oxygen barrier, covers with an elevated water table (EWT) basically include a monolayer cover deposited over the tailings under an elevated phreatic surface condition such that the reactive waste remains at a high degree of saturation (S_r , generally greater than 85%), thereby restricting the oxygen diffusion (SENES 1996; Demers et al. 2008; Ouangrawa et al. 2009, 2010; Bussière and Guitttonny 2020). In practice, however, sustaining a sufficiently high water table level for a well-functioning cover over the long term is uncertain. Parameters such as climatic conditions, vegetation status, and properties of the material layer, which evolve with time, influence the cover's water balance components (Ethier 2018).

The recommended methodology to design a robust cover system starts with an assessment of the performance of the conceptual design with lab and/or field tests, then uses the monitoring measurements from the tests to calibrate numerical models (Bussière and Guitttonny 2020). Once the cover's numerical model is configured and calibrated, it can be used as a tool to explore the long-term behavior of the cover (Adu-wusu et al. 2007) or to compare extreme scenarios such as significant alterations in temperature and precipitation under the effects of climate change. This last application is particularly important, since the projected models of climate change suggest net global warming of 0.4°C to 0.9°C relative to 2019 temperatures by the year 2100 under high green house gas (GHG) emission scenarios (IPCC 2023). Recent climate change projections indicate that annual average temperatures along Canada's boreal zone could increase by 4–5°C by the end of the century if no substantial effort is made to control the emission of global GHGs (Price et al. 2013; Warren and Lemmen 2014; Ouranos 2015; Botula et al. 2021). Such changes will impact the fate and stability of geotechnical infrastructures (Vahedifard et al. 2018; Ill s and Nagy 2022; Kandalai

et al. 2023), including in the mining sector (Bussière et al. 2017; Bresson et al. 2022), through changes in the physical, mechanical, hydrological, thermal, biological, and chemical properties of soils. Most reclamation and closure plans are designed based on an assumption of stability in the connections among the abiotic environment, hydrology, and climate variables. Yet, with a shifting climate, this assumption no longer holds true (Rooney et al. 2015). Hence, recent attention from numerous researchers has been directed toward studying the influence of climate change on geotechnical infrastructures (Kandalai et al. 2023).

Extensive numerical studies have previously been performed on landfill final covers using water balance modelling, taking into account the vegetation component and effects of climate change (Sinnathamby et al. 2014; Widomski et al. 2015; Beck-Broichsitter et al. 2018, 2019; Villagra-Mendoza et al. 2020; Fei et al. 2021). In the mine reclamation context, however, limited research has been devoted to climate change impacts (Pearce et al. 2011; Alam et al. 2018, 2020; Lieber et al. 2018, 2022; Bashir et al. 2020; Hotton et al. 2020; Labont -Raymond et al. 2020; Pedersen et al. 2022; Bresson et al. 2022; Botula et al. 2024). Regarding EWT covers, the existing literature is limited to a recent numerical study that explored the impact of climate change on cover performance, where the S_r of the cover served as the output variable, without accounting for the influence of vegetation. (Lieber et al. 2022). However, while assessing the long-term evolution of the cover performance under the alterations of temperature and typical weather patterns, end-successional vegetation characteristics should not be neglected (Lamoureux et al. 2012). Temperate and boreal forest species that are expected to colonize and become dominant in the long term on restored mining sites in many parts of Canada have various morphological characteristics that can affect the performance of engineered covers (MEND 2014; Guitttonny et al. 2018; Botula et al. 2019). As for the vegetation component in the simulations, leaf area index (LAI), canopy height, and maximum rooting length play crucial roles in regulating land–climate interactions. These parameters define the characteristics of the vegetation that controls water removal in the soil by root uptake and transpiration transfer towards the atmosphere and are significant for the effects on the water balance components and biogeochemical processes (Urrego et al. 2021). LAI is a dynamic parameter due to the appearance, growth, and eventually death of leaves over the growing season (Urrego et al. 2021). It serves as an indicator of the available leaf surface for light capture within the canopy, water transpiration, and water interception, thus influencing evapotranspiration rates (Chapin et al. 2011; Urrego et al. 2021). The importance of the canopy height in the numerical

simulations lies in its role in delineating energy fluxes at the surface (Urrego et al. 2021) and the transport of water between leaves and roots (Chu et al. 2018). The maximum rooting depth of the vegetation is also important as greater root depth enables the plant to tap into soil water from deeper horizons and influences soil moisture levels (Bonan 2015; Urrego et al. 2021). To the best of our knowledge, there exists a single numerical study in the literature investigating the long-term effect of vegetation on a multilayer-type reclamation cover system (Botula et al. 2024). There is no study evaluating either such effects or the coupled climate change (CC) and ultimate forest vegetation impacts on the efficiency of EWT covers.

In this study, 2D numerical simulations were conducted to investigate the impacts of climate change and late successional plants, separately or combined, on the percolation and evapotranspiration components of the water balance of a cover with an elevated water table. The model was calibrated and validated thanks to measurements performed during two growing seasons in field experimental cells. It was hypothesized that: (1) considering the most unfavorable scenario for the climate change model according to Lieber et al. (2022), the elevated temperature and precipitation projected for the end of the century could increase the evapotranspiration component of the cover's water balance; (2) different model input vegetation parameters among herbaceous and woody plants could lead to different influences of climate change on the water balance; and (3) extensive deeper roots and higher foliar surfaces in late successional vegetation will increase the evapotranspiration capacity, which could lead to lower degrees of saturation in the cover. Considering the performance threshold of 85% for the degree of saturation in the cover's functional layer and a water table level at no less than half of the air entry value (AEV) of the reactive tailings, there might be a performance loss under the combined effects of climate change and late successional vegetation.

6.3 Materials and methods

6.3.1 Field setup and measurements

The study location was the Doyon–Westwood gold mine site, owned by the Iamgold Corporation, about 40 km east of the city of Rouyn-Noranda in the Abitibi region of Quebec, Canada (Fig. 6.1). Field observations were sourced from three instrumented experimental cells constructed at the site in the form of inverse truncated pyramidal lysimeters on top of waste rock piles (Arabyarmohammadi et al. 2023, 2024). The cells were equipped with water content sensors in

each layer and water level monitoring pipes at the center to enable acquisition of temporal volumetric water content and water table position. One cell served as the control condition and had no vegetation component. The remaining two cells were revegetated at the onset of the study: Cell 2 with herbaceous plants and Cell 3 with a woody plant variety (64 individual shrubs of fast-growing willows, *Salix miyabeana*, clone Sx64); detailed instrumentation, material properties and vegetation information is presented in Arabyarmohammadi et al. (2023)). Each cell was filled with a 0.5 m-thick functional layer of desulfurized (Goldex) tailings. Beneath the functional layer, there was a 1 m layer of reactive Doyon tailings (Fig. 6.2). All cells had a superficial filling of 0.3 m of overburden layer. The construction and revegetation of the two vegetated cells took place in June 2018, while the construction of the control cell was completed in spring 2019. Percolation water from the cells was drained at the bottom via a 5 cm diameter pipe connected to the measurement equipment (Arabyarmohammadi et al. 2023). Minimal runoff and lateral drainage were anticipated owing to the flat terrain of the area where the lysimeters were positioned, the flat soil layers and owing higher berm crest in the cells than the surface of the first material layer.

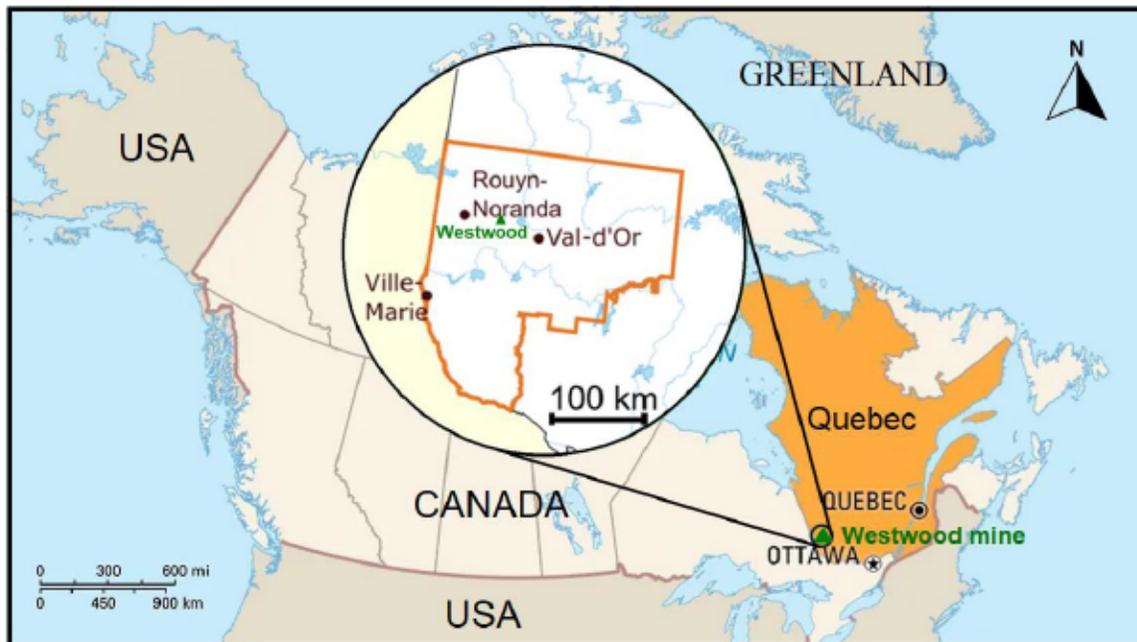


Figure 6.1 Location of the Westwood mine site in Quebec province of Canada (highlighted in orange). The green triangle shows the location of the Westwood mine site

Field-measured data from the cells included temporal volumetric water content (hourly), instantaneous suction in layers and water level positions (every two weeks), and percolation

(hourly). Hourly climate data including temperature, precipitation, relative humidity, and wind speed were also collected using an onsite automated HOBO U30 weather station (Onset Computer Corporation, USA). Hydrogeological properties including water retention curves (WRCs) and saturated hydraulic conductivities (k_{sat}) of the materials were either estimated via predictive models (the Modified Kovács for WRC (Aubertin et al. 2003) and the modified Kozeny-Carman model for k_{sat} (Mbonimpa et al. 2002)) or obtained via direct core sampling and analysis (for the Goldex tailings layer; detailed methodology discussed in Arabyarmohammadi et al. (2024)).

Collection of field data was conducted from July 16 to October 21, 2020, and from June 23 to September 27, 2021, considering the growing season for the plants in the region and accessibility to the study site.

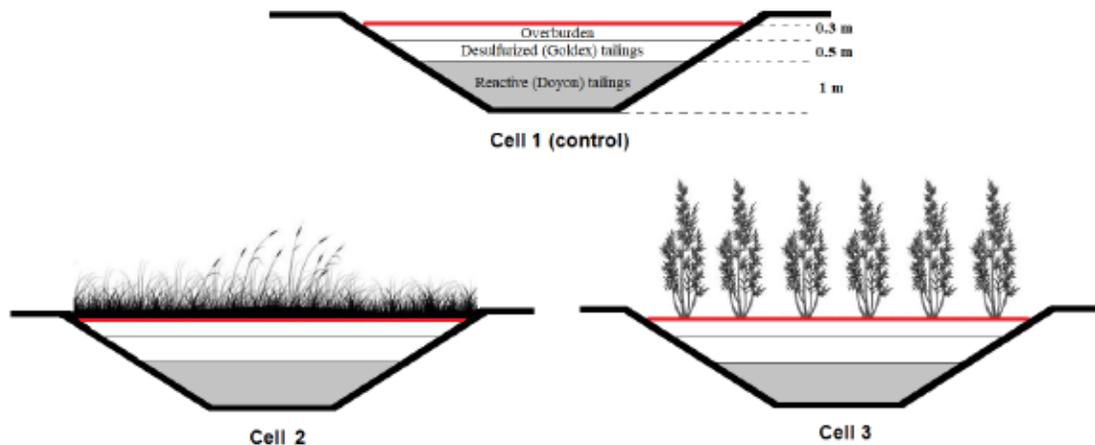


Figure 6.2 Schematic sections of the experimental field cells.

6.3.2 Numerical model and boundary conditions

Axisymmetric SEEP/W analysis from GeoStudio 2021.3 was used to model the experimental cells, where the geometry included inverse right trapezoids representing half cross-sections of each experimental cell (Fig. 6.3). In this geometry, the origin was selected as the point drain with a free drainage boundary condition (potential seepage face). Mesh size was 0.05 m, maximum number of iterations was 500, and maximum pressure head difference was 0.005 m. Verification of convergence was performed following each calculation.

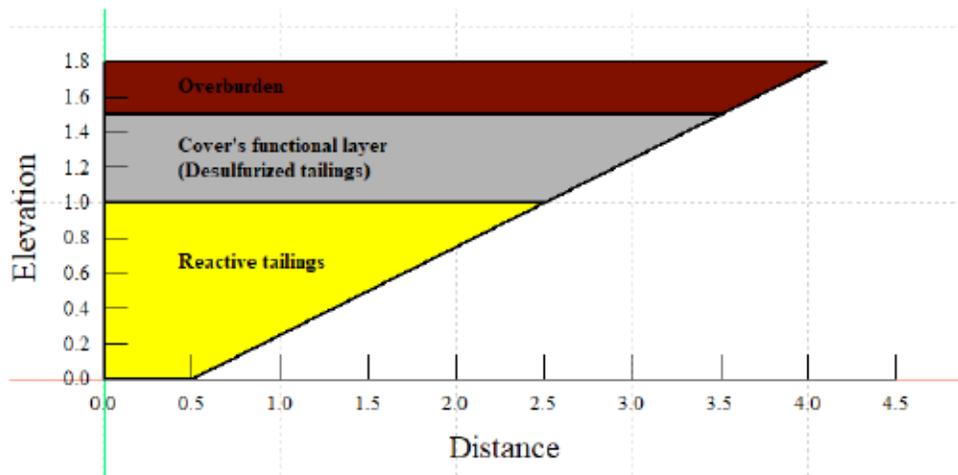


Figure 6.3 Axisymmetric numerical model of the field experimental cells with SEEP/W.

The hydrogeological properties were considered homogeneous across the cells and were adjusted during calibration of the control cell (without vegetation) for both WRCs and k_{sat} of the three materials, including the overburden, the desulfurized (Goldex) tailings, and the reactive (Doyon) tailings. The final input properties were within the range of the measured properties in the cells. Fig. 6.4 shows the calibrated hydrogeological inputs to the model.

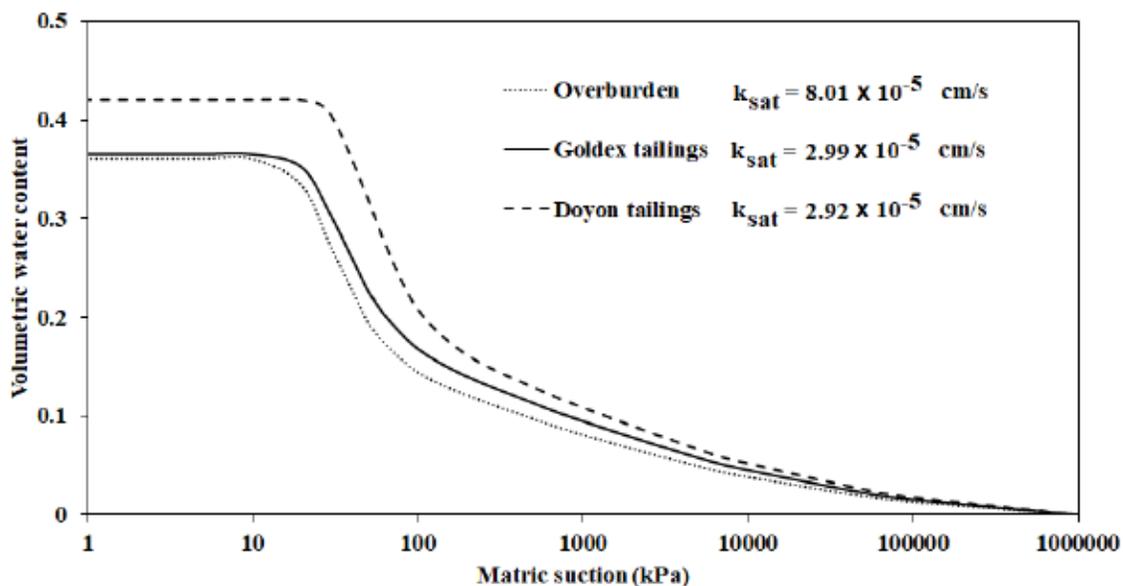


Figure 6.4 Representation of the hydrogeological inputs selected for the three materials in the simulations.

First, a steady state analysis was performed for each cell with the top boundary selected as a zero flux condition, while the bottom was a constant water pressure head input mimicking the initial field water saturation conditions of the cells after snowmelt. Afterwards, a transient condition was simulated in SEEP/W for a period corresponding to the field measurements. The top boundary condition was the land–climate interaction, including the climate and vegetation data. The vegetation data were also calibrated by changing the values within the range of measured data. These measurements were conducted onsite on September 9, 2020, and September 16, 2021. At the time of the measurements, Cell 3 had 62 living shrubs. Maximum rooting depths at the end of the growing season for grasses and willows were 0.57 m and 0.5 m, respectively, and were considered constant during the growing season. The measured soil cover fraction (SCF) for herbaceous plants was 0.73 by the point intercept method. For Cell 3 with willows, the value was estimated to be 0.18. Fig. 6.5 shows two of the other entries for vegetation parameters. The SCF(LAI) function was in the $y = ax$ form. Theoretical values were used for the plant moisture limit function (Fredlund et al. 2012), with the maximum transpiration rate, limiting value, and wilting point set at 0, 100, and 1,500 kPa, respectively,

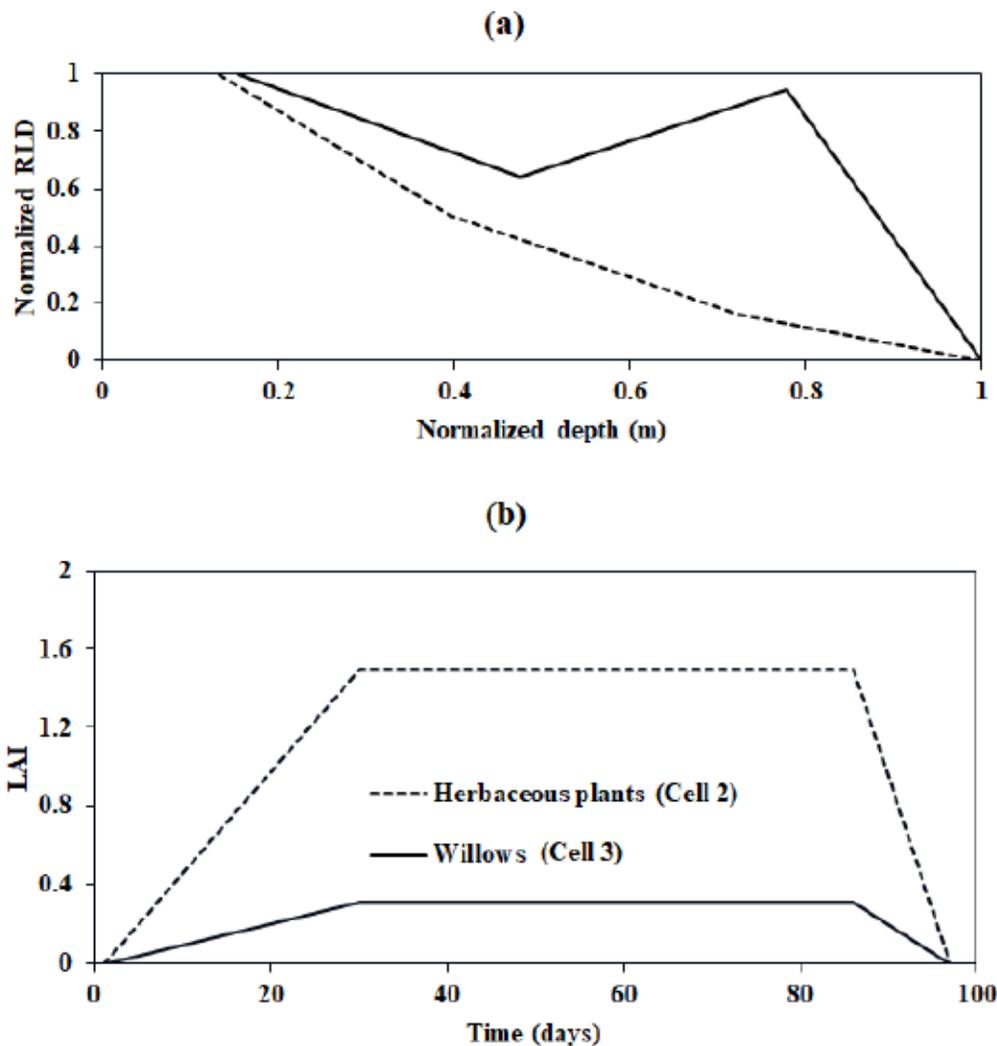


Figure 6.5 The vegetation parameters: (a) normalized root length density function and (b) LAI function.

The Penman-Monteith equation was selected for the calculation of potential evapotranspiration. Temporal solar radiation was estimated using the geographical latitude of the field location (i.e., 48.3 °N) and the simulation start date. The maximum amount of albedo was taken from the literature (Hay 2021) as 0.28 for the bare overburden ground (light color) and 0.20 for the vegetated surfaces. The bottom boundary conditions were the water level functions, which were measured onsite in 2020 and 2021.

6.3.3 Calibration and validation of the model

Soil properties, climate, initial conditions, and boundary conditions were all input into the model based on observations from both fieldwork and laboratory experiments for the control cell. Subsequently, the model outputs were compared to field data. The field data used for comparison in calibration and validation were the variations of the degree of saturation (S_r) in the functional layer and the percolations from the cells in 2020 and 2021. Adjustments were made to material properties as needed until the model adequately replicated the observed data. A similar approach was used while adding vegetation data.

During the calibration step, the initial water table positions were also adjusted in the steady state modelling (0.9, 1.25, and 2.58 m from the bottom for Cells 1, 2, and 3, respectively) to best mimic the initial field S_r values that were measured in the cell materials. These adjustments were necessary because in a geomembrane-lined system such as the experimental cells used in this study, water table levels deeper than the bottom of the cell could not be measured via a water level meter. Moreover, in an artificial setup lacking hydraulic continuity with lower soils, the suction values measured at the bottom of the cell also may not correctly predict the position of the initial water table. Still, suction values measured at the top of the reactive Doyon tailings layer in 2021 reflected initial water table levels below the bottom of the cells (2.44, 1.63, and 2.75 m from the bottom of Cells 1, 2, and 3, respectively, with an accuracy of $\pm 3\%$).

The model was considered calibrated when the predicted S_r in the functional layer and percolations reflected acceptable proximity to the 2021 field observations. The calibrated model was then validated by inputting the bottom boundary condition (water level function) and the climate data from 2020 into the model and comparing the results with the measured percolations in 2020. We focused on the percolation from the cells rather than the volumetric water contents for validation and for the rest of the study.

The proximity of the model predictions to field observations was assessed by calculating the root mean square error (RMSE) over the cumulative water balance data:

$$RMSE = \frac{\sum_{i=0}^n (p_i - p_i^*)^2}{n} \quad (6.1)$$

where p_i is the observed cumulative percolation or S_r , p_i^* is the model-predicted cumulative percolation or S_r for each day, and n represents the number of observations (here, the total number of days within the period).

Using the calibrated and validated model, the subsequent simulations included three main scenarios: climate change (climate data from 2098, 2099, or 2100) with current vegetation (CC scenario), late successional vegetation with current climate (LV scenario), and, finally, the combination of both climate change and late successional vegetation conditions (CCLV scenario). The ratios of predicted cumulative evapotranspiration (E) versus predicted cumulative percolation (P) and cumulative precipitation (R) were calculated for each simulation to assess the importance of the alterations in water balance components (i.e., E/P and E/R). For the three scenarios, the model calculated the water table fluctuations as output, and these fluctuations were used to assess the first criteria of performance of the cover system (i.e., water table level not lower than $\frac{1}{2}$ AEV, or 1.5 m from the surface of the Doyon tailings).

The predicted S_r in the Goldex tailings layer as the cover's functional layer was also monitored to investigate the number of days during which the cover was working efficiently. The S_r output was recalled at the middle of two 25 cm-thick sublayers. Under an extremely conservative approach, the cover was considered efficient once the predicted S_r values for both sublayers were greater than 85%.

6.3.4 Climate change (CC) scenario

The projected climate data during the active growing seasons for the final three years of the century (2098, 2099, and 2100) via the IPSL-CM5A-MR RCP8.5 model were considered for the climate change study (Fig. 6.6). The selected climate model represents the most unfavorable climate change condition, with a low projected precipitation increase of 3.5% and the highest increase in temperature, +6.1°C (Lieber et al. 2022). The timespans of the growing seasons in each year were extracted based on the physiology of the plants in the region and air temperature (Krishnamurthy 2015), with various durations due to the effects of rising temperatures and modifications in rainfall patterns (Bates et al. 2008). Daily data were used in the simulations.

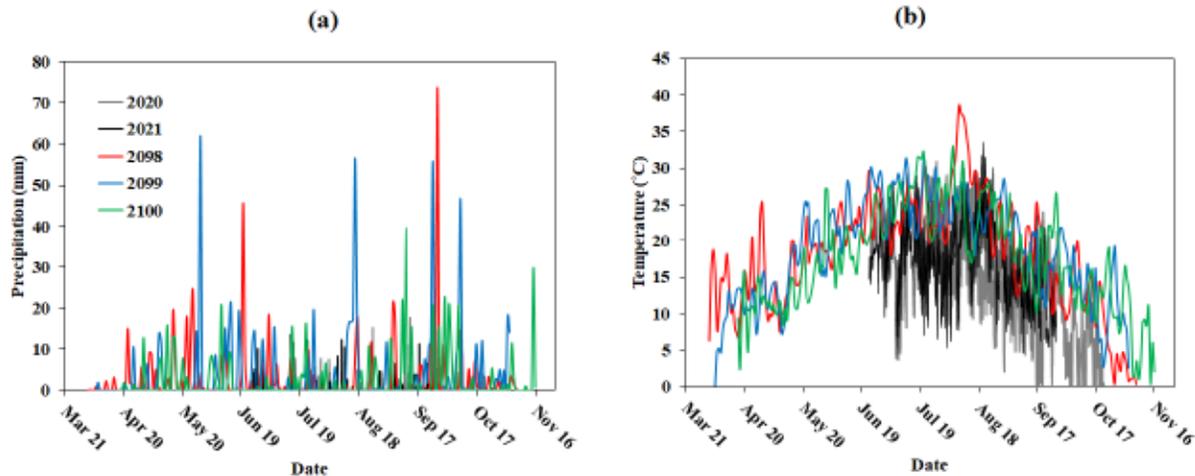


Figure 6.6 Demonstration of the current (2020 and 2021) and projected (a) precipitation and (b) temperature values for 2098, 2099, and 2100.

6.3.5 Late successional vegetation (LV) scenario

The Westwood mine site is currently inhabited by conifer and hardwood trees with varying depths of root systems (Botula et al. 2021). Under the influence of climate change, the location is projected to ultimately host broad-leaved species coming from bioclimatic regions located in the temperate zone (Chen et al. 2011; Fei et al. 2017; Boilard et al. 2023). These species will have higher LAI (McMillan and Goulden 2008) and maximum rooting depth values (thus, greater evapotranspiration potential) (Botula et al. 2021), and could negatively affect the water balance of the covers by the end of the century.

Based on the projected forest species in the Westwood site by 2100, values ranging from 0.4 to 2.1 m were anticipated for maximum rooting depth and 1.2 to 8.1 for LAI (Botula et al. 2021). In the current study, under the most pessimistic scenario, LAI and maximum rooting depth were selected as 8.1 (Sugar maple) and 1.8 m (White pine), respectively, by combining the parameters of the projected forest species (Botula et al. 2021) to take into account the maximized potential impacts on the water balance of the cover. The SCF was estimated to be equal to 0.96 and the height of the projected mature vegetation input to the model was 30 m (Sugar maple) (Natural Resources Canada 2024).

6.4 Results and discussion

6.4.1 Calibration and validation of the numerical simulations

A significant challenge during the calibration phase was to accurately define the WRC of the materials, which involved modifying the input properties by adjusting the measured or estimated curves until both output S_r and percolations were close to the field data. Measured percolation integrated the whole cell properties, while volumetric water content or S_r was measured in a small volume. Thus, percolation was considered a more robust calibration and validation parameter to obtain a numerical model that represented the hydrological behavior of the cover.

In vegetated cells, the LAI and rooting depth, among the vegetation parameters, seemed to have the highest impact on the outputs. Calibrating the model to S_r values (in the Goldex layer, 2021) proved to be quite intricate: a minimal residual between the predictions and observations was unavoidable (Fig. 6.7). The S_r values measured in the field cells in 2021 increased after precipitation events and decreased when there was less or no precipitation. We spotted a substantial delay for the Goldex layer to respond to the precipitation events before it showed a subsequent increase/decrease in the simulated moisture content.

The simulated degrees of saturation reflected field observations, with values within the margin of the sensor error (± 0.08). Despite the inadequacy in predicting the fluctuations, the trends predicted by the model were acceptably consistent with the field data ($0.06 < \text{RMSE} < 0.16$). The simulated cumulative percolation variation in 2020 (Fig. 6.8) was also close to the field observations ($0.05 < \text{RMSE} < 0.08 \text{ m}^3$). Including vegetation parameters in the land climate interaction boundary condition (LCI) did not affect the capacity of the model to represent the measured S_r and percolations.

As shown in Fig. 6.7a, based on the field data, the cover in the control cell performed quite well in 2021, as the measured water table level was higher than $\frac{1}{2}$ the AEV of the reactive tailings and the S_r in the functional layer remained high enough (in 86% of the total number of days, S_r was greater than 85%). In Cells 2 and 3 (Fig. 6.7b and 6.7c), lack of precipitation in the late summer days combined with the vegetation condition allowed the layer to desaturate to less than 85%, reaching S_r values as low as 55%, but the measured water table levels were still higher than the $\frac{1}{2}$ AEV threshold.

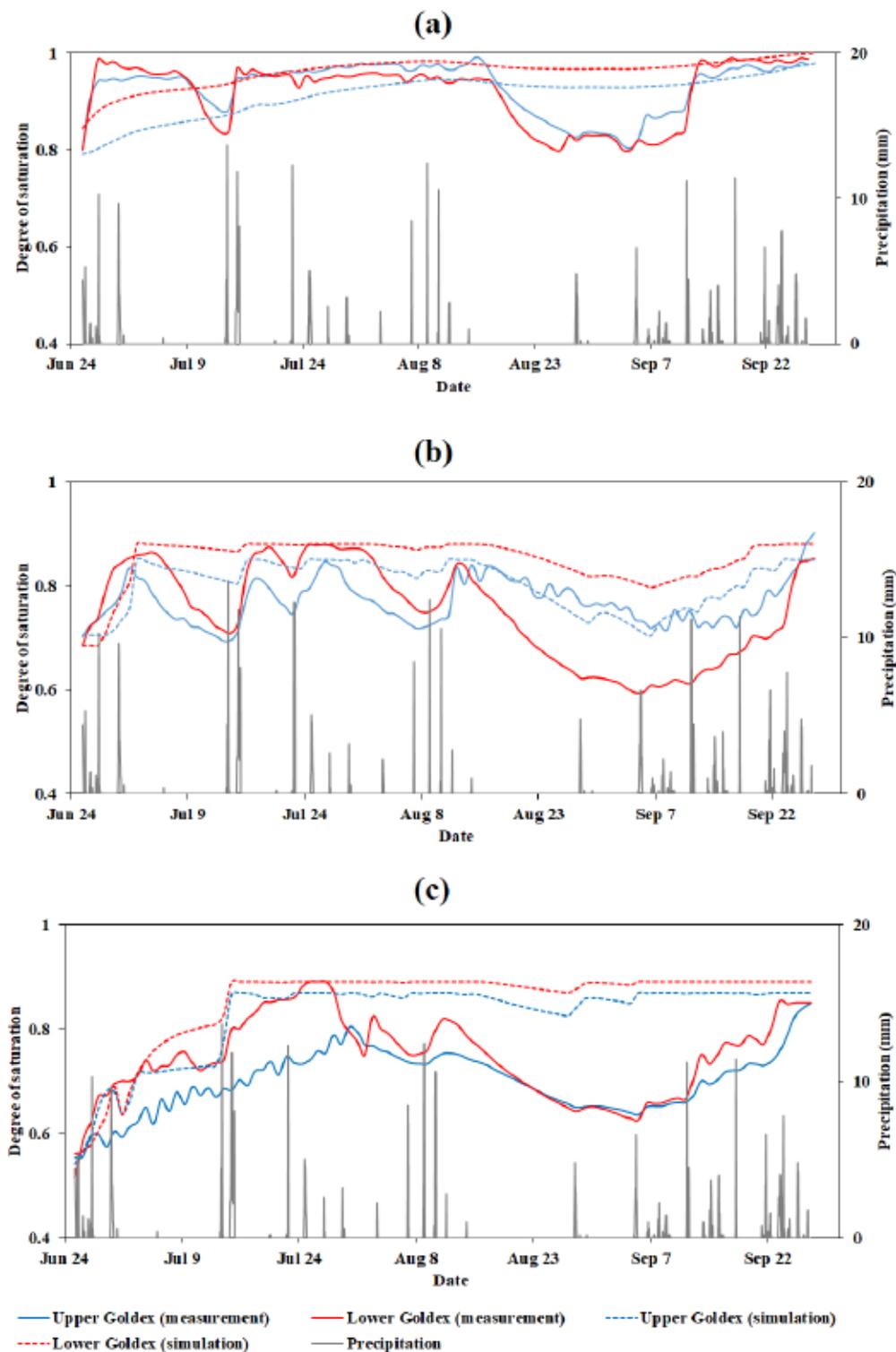


Figure 6.7 Representation of the calibrated model using the values of the degree of saturation (2021): (a) Cell 1, (b) Cell 2, and (c) Cell 3.

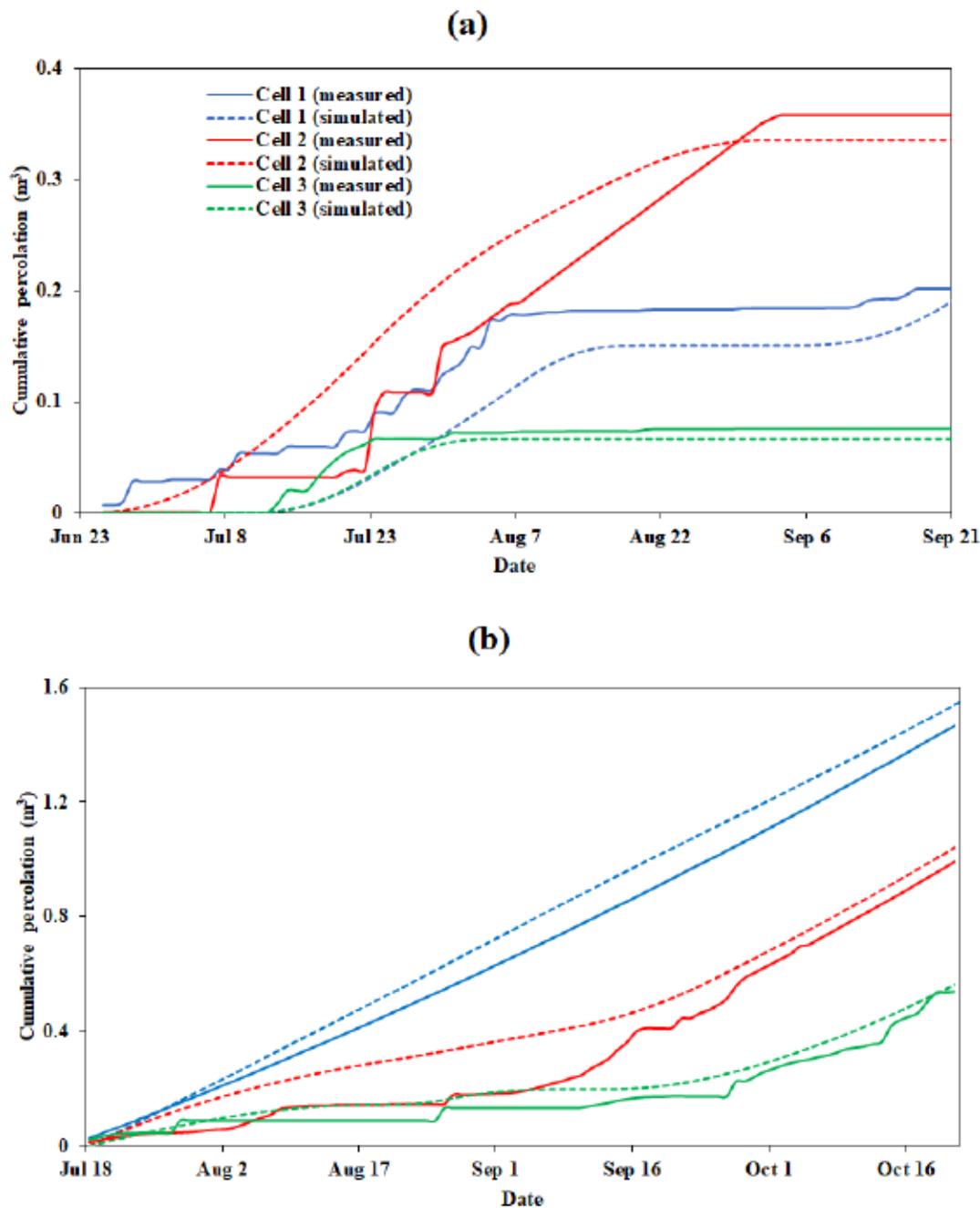


Figure 6.8 Representation of the simulated percolations at the (a) calibration step (2021) and (b) validation step (2020).

6.4.2 Effect of CC on the water balance (CC scenario)

Variations in rainfall patterns and escalated rates of evaporation caused by elevated temperatures can cause alterations in the hydrological dynamics within the reclaimed site (Bates et al. 2008).

This could lead to fluctuations in water table levels, potentially impacting the performance, stability, and durability of the oxygen-barrier cover (Bresson et al. 2022; Lieber et al. 2022). Fig. 6.9 draws a comparison between the current percolation and evapotranspiration components and those of the three final years of the century, considering a constant vegetation condition. Table 1 also lists the corresponding variations of the predicted E/P, E/R, P/R, and efficiency. Predictions suggested that evapotranspiration emerged as the predominant component of the water budget, accounting for over 80% of the total cumulative rainfall. A similar result was already observed in field measurements for both 2020 and 2021 (Arabyarmohammadi et al. 2023). 2021 was a particularly dry and hot year, with a mean daily precipitation and temperature of 4.8 mm and 17°C, respectively, for the period between June 23 and September 27 (vs. 5.5 mm and 13°C for July 15 to October 21, 2020). The 2021 percolations were also lower than in 2020. In 2020 and 2021, the share of field percolation was as low as 1–3% of the cumulative precipitation (Arabyarmohammadi et al. 2023), with a higher percolation rate for the control cell in 2020. The model predicted low percolation contributions with a similar trend for the control cell in 2020 and 2021. In 2098–2100, the predicted evapotranspiration and percolation components were significantly higher for Cells 2 and 3. Even for the control cell without vegetation, a slight increase in the shares of percolation and evapotranspiration was noted in 2098–2100. This shows that, vegetated or unvegetated and regardless of plant type, the evapotranspiration and percolation components would be higher and the water storage in the cells would be lower than the current condition. A similar prediction was reported for reclamation soil covers at oil sands mines by the end of century (Alam et al. 2018). This is also consistent with previous findings that evapotranspiration had an increasing trend under the projected higher precipitation–temperature condition (Isabelle et al. 2020; Deng et al. 2023; He and Pomeroy 2023).

The simulated water table positions from 2098 to 2100 (Fig. 6.10) revealed lower phreatic levels at the beginning of the simulation period (early April to early June) thanks to the initial conditions input into the model, which were similar to those of 2021. In 2021, the simulation period began in late June, when the cell materials had time to drain, while the 2098–2100 simulations began in April, just after snowmelt, at a time when higher water table positions can be expected. Thus, the initial period of low water levels in the 2098–2100 simulations was a transitional phase with non-realistic water table positions attributed to the initial water pressure heads employed as the bottom

boundary condition in the calibrated model; this period was removed from the performance analyses of the cover system.

Throughout the rest of the growing seasons, the water table remained higher than $\frac{1}{2}$ AEV of the reactive tailings (i.e., 1.5 m from the top of the Doyon tailings layer) and S_r values remained above 85% in the Goldex tailings (Table 6.1), exhibiting similar dynamics for Cells 1–3. Even using higher steady state water pressure heads (0 and 1 m) for the projections, the range of predicted water table positions for mid-June onwards were similar (results not shown here). This suggests that the performance of all cells was acceptable under the CC scenario.

It should be considered that to simulate CC by the end of the century, different approaches may be utilized based on the literature, such as considering an extreme scenario of a two-month drought during summer (no precipitation within two consecutive months), choosing climate data from the driest year in the century, or simulating the entire period (2020–2100) (Hotton et al. 2020; Lieber et al. 2022). In the current study, growing seasons of three years from 2098 to 2100 were selected for the simulations as hotter but wetter climate representatives of the 2100 horizon (using IPSL-CM5A-MR RCP8.5) (Hotton et al. 2020; Botula et al. 2024)

Table 6.1 Comparison of the E/P ratios between the current condition and the projected climate change conditions of 2098, 2099, and 2100.

Simulation Year (length of growing season)	Ratio E/P (-)			Ratio E/R (%)			Ratio P/R (%)			Days with $S_r > 85\%$ in the cover (%)		
	Cell 1	Cell 2	Cell 3	Cell 1	Cell 2	Cell 3	Cell 1	Cell 2	Cell 3	Cell 1	Cell 2	Cell 3
2020 (July 15–October 21)	24	33.8	57.4	95.4	85.4	84.2	4	2.5	1.5	100	98	96
2021 (June 23–September 27)	173.5	92.9	480.1	94.6	83.4	84.9	0.6	0.9	0.2	91	30	80
2098 (April 2–November 7)	51.8	20.6	21.0	97.7	94.0	92.2	1.9	4.6	4.4	100	100	100
2099 (April 5–November 3)	53.4	26.1	27.1	97.0	94.7	92.8	1.8	3.6	3.4	100	100	100
2100 (April 17–November 16)	50.8	20.1	22.0	96.7	93.0	90.5	1.9	4.6	4.1	100	100	100

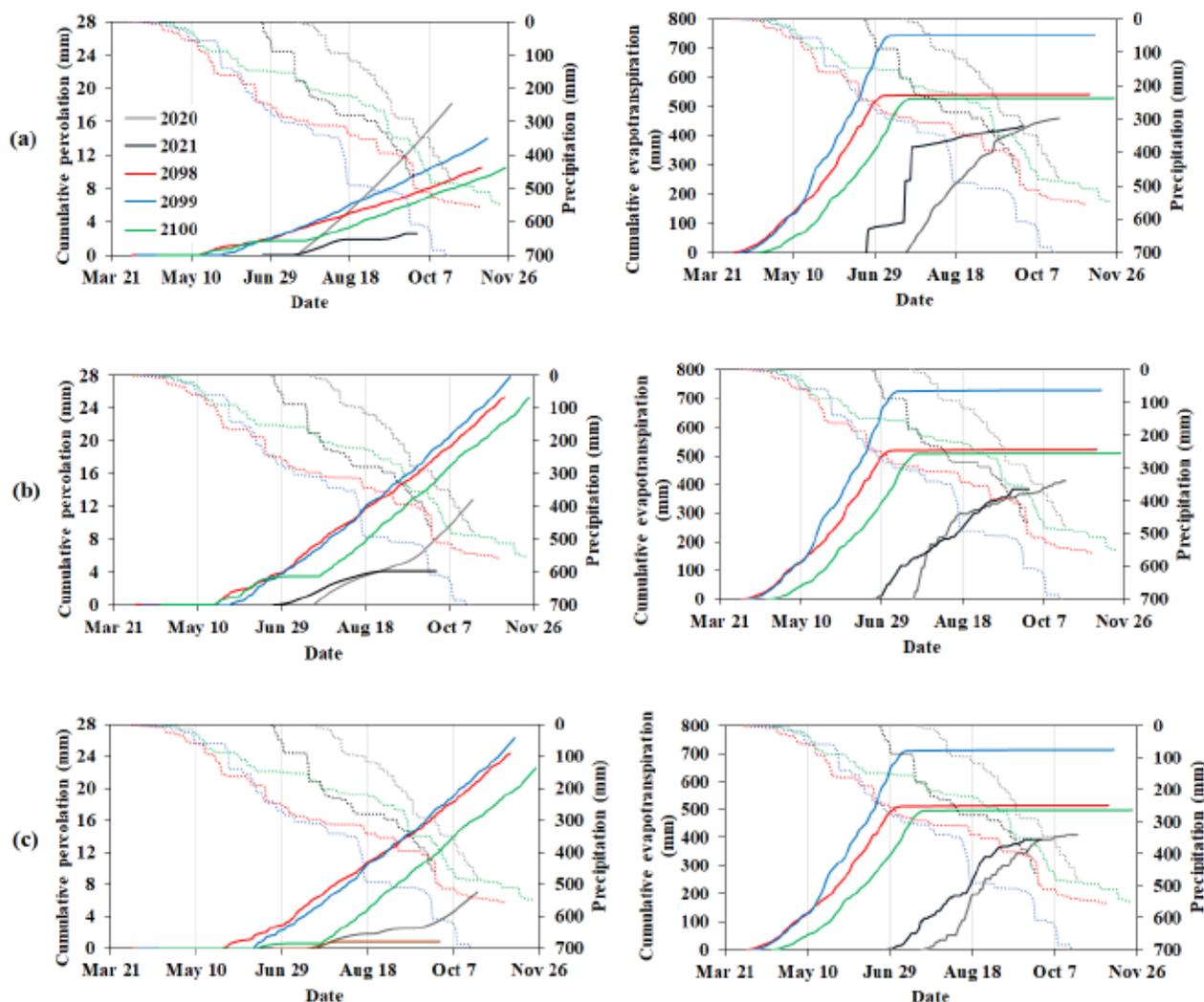


Figure 6.9 Representation of the simulated cumulative percolation and evapotranspiration for: (a) Cell 1 without vegetation, (b) Cell 2 with herbaceous vegetation, and (c) Cell 3 with woody plants. The pointed lines represent the cumulative precipitation related to each simulation year.

6.4.3 Effect of late successional vegetation on the water balance (LV scenario)

Considering that the vegetation will evolve by the end of the century, it is important to take into account the projected vegetation parameters in the simulations (Botula et al. 2019). The lower water table position and higher evaporation capacity under CC combined with higher transpiration due to colonization of the cover by forest vegetation could impact the long-term performance of the cover (Botula et al. 2024). Simulations that neglected CC and considered future vegetation revealed higher evapotranspiration and lower percolation components. As mentioned earlier, the 2021

climate data, which were used in this scenario, reflected a particularly dry and hot year with low percolations. Based on the simulation results of the LV scenario, a higher overall E/R ratio than 2021 and zero percolation could be expected (Table 6.2). Using 2020 climate data in the LV simulations resulted in a 20% lower E/R ratio (79.1%) with zero percolation. The additional water storage in the cell contributed to slightly higher S_r values in the cover layer but still not high enough to meet the target. The simulated cumulative evapotranspiration values (455–459 mm) were within the range reported for mature boreal forests: 438–491 mm (Grelle et al. 1997; Amiro 2009; Liu et al. 2020). This result could be attributed to the higher LAI and associated potential transpiration capacity of the vegetation, as well as the greater depth of root pumping water in the cover (Botula et al. 2024). Under this scenario, the water table position was predicted to remain deeper than the AEV of the reactive tailings (fluctuations between -2.58 (input value) and -5.99 m; data not shown) and the cover was unsaturated throughout the growing season.

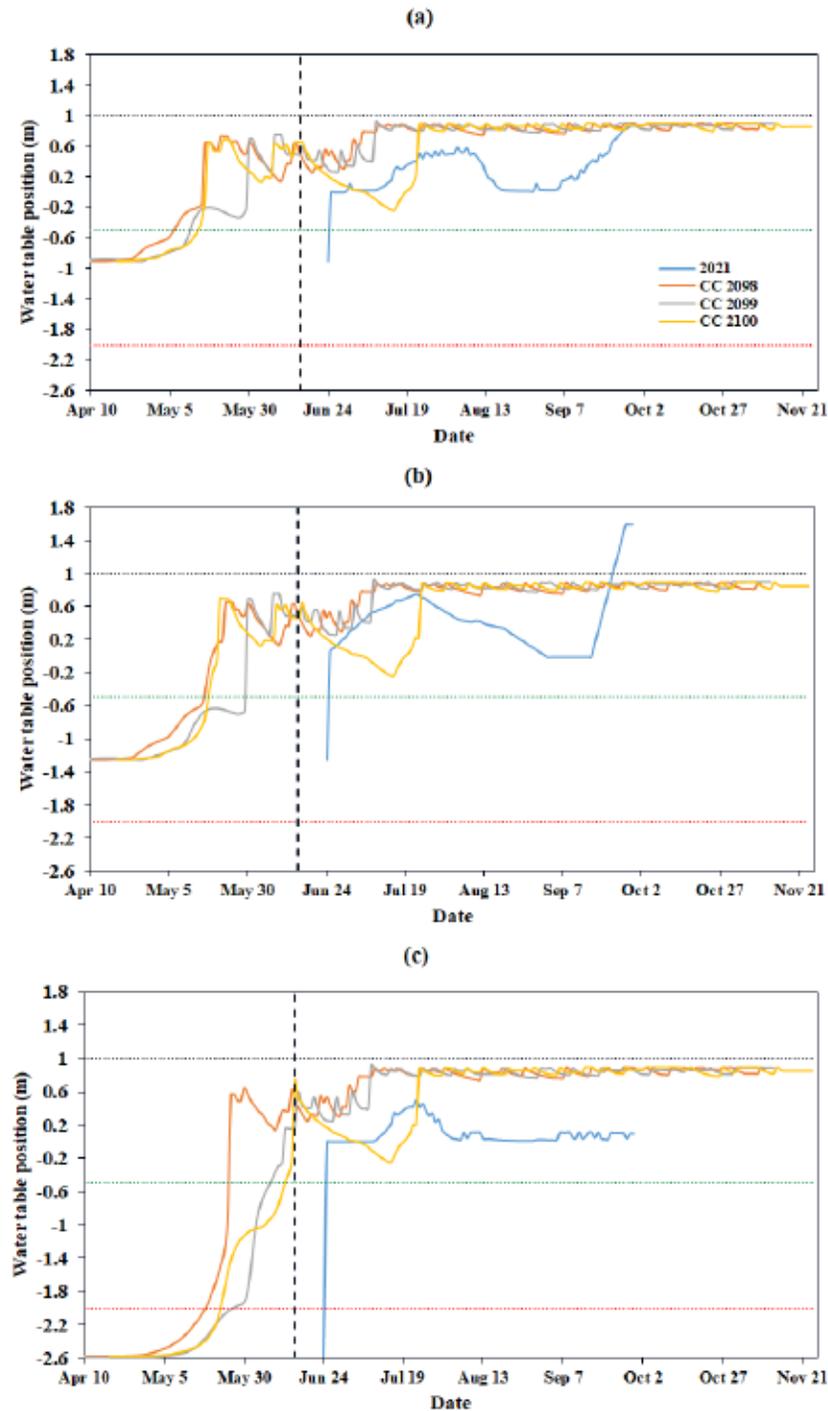


Figure 6.10 Representation of the simulated water table position for: (a) Cell 1 without vegetation, (b) Cell 2 with herbaceous vegetation, and (c) Cell 3 with woody plants. The black, red, and green dotted lines represent the surface, $\frac{1}{2}$ AEV from the surface, and AEV from the surface of the reactive tailings, respectively. The black dashed lines represent the beginning of the period with realistic water table positions.

Table 6.2 Comparison of the E/P, E/R, and P/R ratios for Cell 3 between the current condition and the scenario of evolved vegetation.

Ratio	Scenario	
	2021 with current vegetation	2021 with future vegetation
E/P (-)	480.1	-
E/R (%)	80	98.6
P/R (%)	0.2	0.0
Days with $S_r > 85\%$ in the cover (%)	91	0

6.4.4 Combined effects of CC and late successional vegetation on the water balance (CCLV scenario)

Considering both the climate change effects and late successional vegetation parameters in the model could be the most realistic scenario in the simulations of the long-term behavior of the cover system. In this part of the simulations, like for the CC scenario, the performance analysis including the S_r evaluation in the cover layer and the water table position was performed by neglecting the period before mid-June. Table 6.3 shows a comparison between the CC and CCLV scenarios for Cell 3. As can be seen, the projected percolations were close to zero due to the significantly higher transpiration potentials in the presence of forest vegetation and elevated temperatures, as opposed to CC with current vegetation. Higher temperatures in the scenario compared to the current condition could have also impacted the rates of evapotranspiration (Hogg et al. 2000; Anyomi et al. 2022). Based on the simulated S_r values in the cover's functional layer, the performance target was not met in 2098–2100 under the combined influence of CC and forest vegetation. This prediction is in good agreement with our third hypothesis. Previous findings also suggested that the cover's performance could be affected by the combined effects of CC and plant succession

(Botula et al. 2019, 2024). The predicted water table positions for CCLV scenarios were all below the AEV of the reactive tailings (data not shown).

Table 6.3 Comparison of the E/P and E/R ratios for Cell 3 between the current condition and the CC and CCLV scenarios of 2098, 2099, and 2100.

Ratio	Simulation year						
	2021	2098		2099		2100	
		CC	CCLV	CC	CCLV	CC	CCLV
E/P (-)	480.1	21.0	-	27.1	-	22	-
E/R (%)	84.9	92.2	95.2	92.8	96.4	90.5	93.7
P/R (%)	0.2	4.4	0.0	3.4	0.0	4.1	0.0
Days with $S_r > 85\%$ in the cover (%)	91	100	0	100	0	100	0

6.5 Conclusions

The main contribution of the current study was to include vegetation and CC to simulate the possible evolution of the water budget and performance of a cover with an elevated water table. The findings can be summarized as follows:

(1) Regardless of the presence/absence of vegetation and the vegetation type, evapotranspiration was predicted as the main water loss mechanism. Under the chosen climate change scenario, we could expect higher evapo(transpi)ration and percolation components from an EWT cover system, with S_r values in the tailings cover and water table levels high enough to maintain the cover system efficiency.

(2) The evapotranspiration contribution was estimated to be higher (E/R = 98.6% vs. 80%) and the share of percolation declined (P/R = 0% vs. 0.2%) when simulating the late successional vegetation parameters while considering the current climate in the model. The cover system lost its efficiency

because the water table position and the S_r value in the functional layer of the cover were persistently lower than the efficiency criteria.

(3) Combining climate change and vegetation evolution towards the broad-leaved woody plants by the end of the century in the simulations did not significantly change the model outputs compared to the late successional vegetation scenario without climate change. Future vegetation was the main threat to the loss of efficiency of the cover system.

The uncertainties associated with the predictions in this study should not be neglected, as a simplified model was employed in the simulations, particularly with respect to vegetation parameters, selection of the climate change scenario, uncertainties pertaining to forest succession, and the long-term evolution of the hydrogeotechnical properties of the materials with pedogenesis processes. This study was preliminary and exploratory in nature, focusing on the possible long-term impacts of vegetation and climate change. However, given the simulated potential for performance loss, it may be prudent to consider adjusting the design of this cover system type to accommodate these potential effects, especially those of vegetation.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

Les chapitres 4, 5 et 6 de la thèse ont montré l'impact de la couche de végétalisation sur l'hydrogéologie d'un système de recouvrement avec une nappe phréatique surélevée. En utilisant une série de cellules expérimentales avec différentes configurations de couches de matériaux / types de végétation, nous avons d'abord examiné les effets de la végétation et des couches supplémentaires sur le bilan hydrique du recouvrement. Ensuite, nous avons analysé les propriétés hydrogéologiques potentiellement modifiées (ex. k_{sat} et AEV) de la couche fonctionnelle du recouvrement sous l'influence de la végétation, en évaluant s'il existe un lien entre ces propriétés et les paramètres racinaires (tels que la RLD) qui pourrait permettre d'anticiper une telle altération via la connaissance des paramètres des racines. Nous avons finalement utilisé le modèle numérique SEEP/W pour obtenir un modèle reflétant l'hydrogéologie des cellules de terrain et simuler les potentiels impacts de phénomènes futurs (par exemple le changement climatique et la succession végétale attendue) sur le bilan hydrique et la performance du recouvrement.

Même si la plupart des résultats ont été examinés dans les chapitres précédents, certains aspects ont manqué dans la discussion. Cette section se concentrera spécifiquement sur : (1) Développements méthodologiques associés à l'étude actuelle, (2) Comparaison des prédictions des composants du bilan hydrique avec un scénario de changement climatique extrême, (3) Incertitudes et (4) Défis liés à la réalisation de l'étude expérimentale.

7.1 Développements méthodologiques

7.1.1 Analyses couplées racines et hydrogéologie sur échantillons non perturbés

Dans cette étude, une approche méthodologique a été développée après (Barry, 2023 ; Proteau, 2021) pour analyser séquentiellement les propriétés hydrogéologiques puis les paramètres racinaires sur une seule carotte non perturbée pour tous les échantillons prélevés de la couche de recouvrement. La méthodologie a été conçue de manière à permettre d'obtenir davantage de données avec moins de carottes (Figure 7.1).

Ces échantillons ont été prélevés dans la couche supérieure des résidus Goldex à l'aide d'un carottier métallique avec des tubes insérés de 10 cm de diamètre et 20 cm de longueur, qui dirigeait les échantillons directement dans des tubes rigides une fois poussés dans la couche à échantillonner. Dans cette étude, en raison du manque de tubes en plexiglas, certains tubes en PVC de 15 cm de

diamètre et 30 cm de longueur ont également été utilisés pour l'échantillonnage, en les poussant via une pelle mécanique dans la couche de résidus Goldex. Par la suite, les carottes non perturbées ont été scellées et conservées à 4 ° C jusqu'à ce qu'elles soient prêtes pour l'analyse et pour éviter la pourriture des racines fines. Les mesures de k_{sat} ont été effectuées à l'aide d'un perméamètre à paroi rigide, conformément aux directives décrites dans la norme ASTM D5856, qui a été fixé directement sur les tubes contenant les échantillons.

Deux sous-échantillons non perturbés ont ensuite été préparés à partir de chaque carotte saturée en insérant des cylindres métalliques à bords aiguisés (6 cm de diamètre et 5 cm de longueur) aux deux extrémités de l'échantillon (Fig. 4). Les matériaux restants ont été stockés à 4 °C. Les petits cylindres métalliques contenant les échantillons ont ensuite été directement insérés dans des cellules Tempe standard et pesés pour déterminer les CREs conformément au protocole décrit dans la norme ASTM D6838-02. Par la suite, les cellules Tempe ont été démontées et leur contenu a été soigneusement mesuré quant à ses dimensions. Avec le reste des matériaux issus de l'étape de sous-échantillonnage, les échantillons testés ont été pesés pour vérifier leur masse sèche avant de subir le processus d'extraction et de mesures sur les racines.

La méthode s'est avérée efficace pour coupler les données hydrogéologiques et de végétation pouvant être obtenue à partir des échantillons non perturbés, mais cela impliquait certains défis qui devaient être pris en compte et certains aspects à améliorer pour assurer le succès de la méthodologie (voir section 7.4).

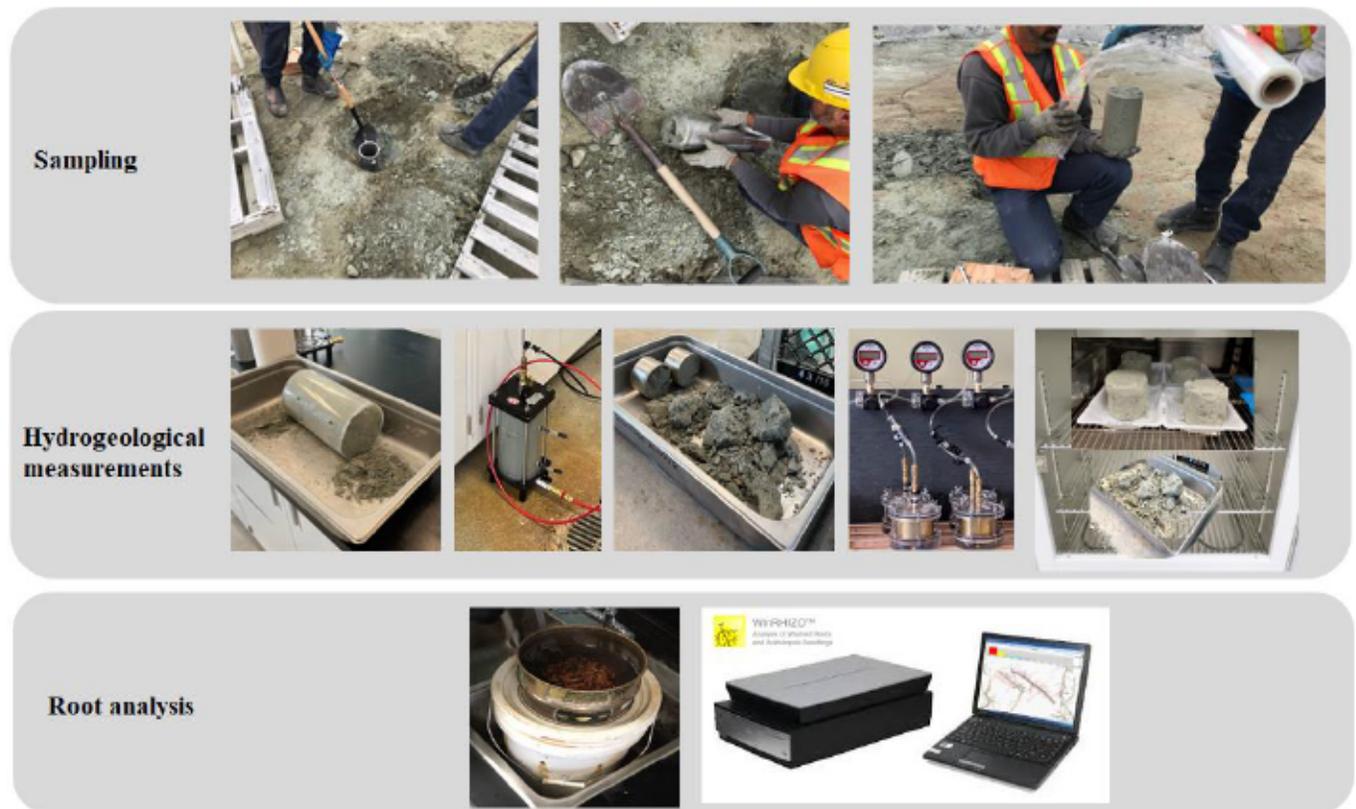


Figure 7.1 Représentation des différentes étapes pour l'analyse couplée racines et hydrogéologie sur échantillons non perturbés

7.1.2 Approche séquentielle pour l'intégration des paramètres de végétation dans la modélisation numérique

Le modèle a été calibré avec deux paramètres de sortie : la percolation et le degré de saturation dans la couche de couverture. Ce double calibrage constituait un défi et n'était pas une pratique fréquente dans les études de modélisation. Sur la base de la littérature, les études de modélisation utilisent généralement un ou deux paramètres de sortie interdépendants (tels que les valeurs TEV et de succion) pour l'étape de calibrage. Dans l'étude actuelle, le défi de la phase de calibrage était de savoir comment ajuster les entrées mesurées ou estimées dans leurs plages réalistes jusqu'à ce que la TEV et la percolation de sortie correspondent étroitement aux données de terrain. La percolation mesurée reflétait les propriétés globales de la cellule, alors que la TEV était mesuré dans un volume plus petit. Par conséquent, calibrer le modèle pour correspondre aux valeurs TEV de la couche de Goldex (2021) était particulièrement complexe, rendant impossible l'élimination complète des écarts résiduels entre les prédictions et les observations.

Pour intégrer les paramètres de végétation dans la modélisation numérique, une stratégie séquentielle a été utilisée. Tout d'abord, un premier modèle a été calibré sans tenir compte de la végétation. Pour cette étape, les données d'observation provenaient d'une première cellule témoin (modèle physique) sans végétation. Cette étape a permis d'ajuster les propriétés des matériaux dans le modèle pour rapprocher au mieux les observations et les sorties du modèle. Ensuite, un deuxième modèle a été calibré en partant du premier modèle et en y insérant les paramètres de végétation puis en les ajustant pour à nouveau rapprocher au mieux les sorties du modèle avec les observations sur le terrain dans la cellule végétalisée (Fig.7.2).

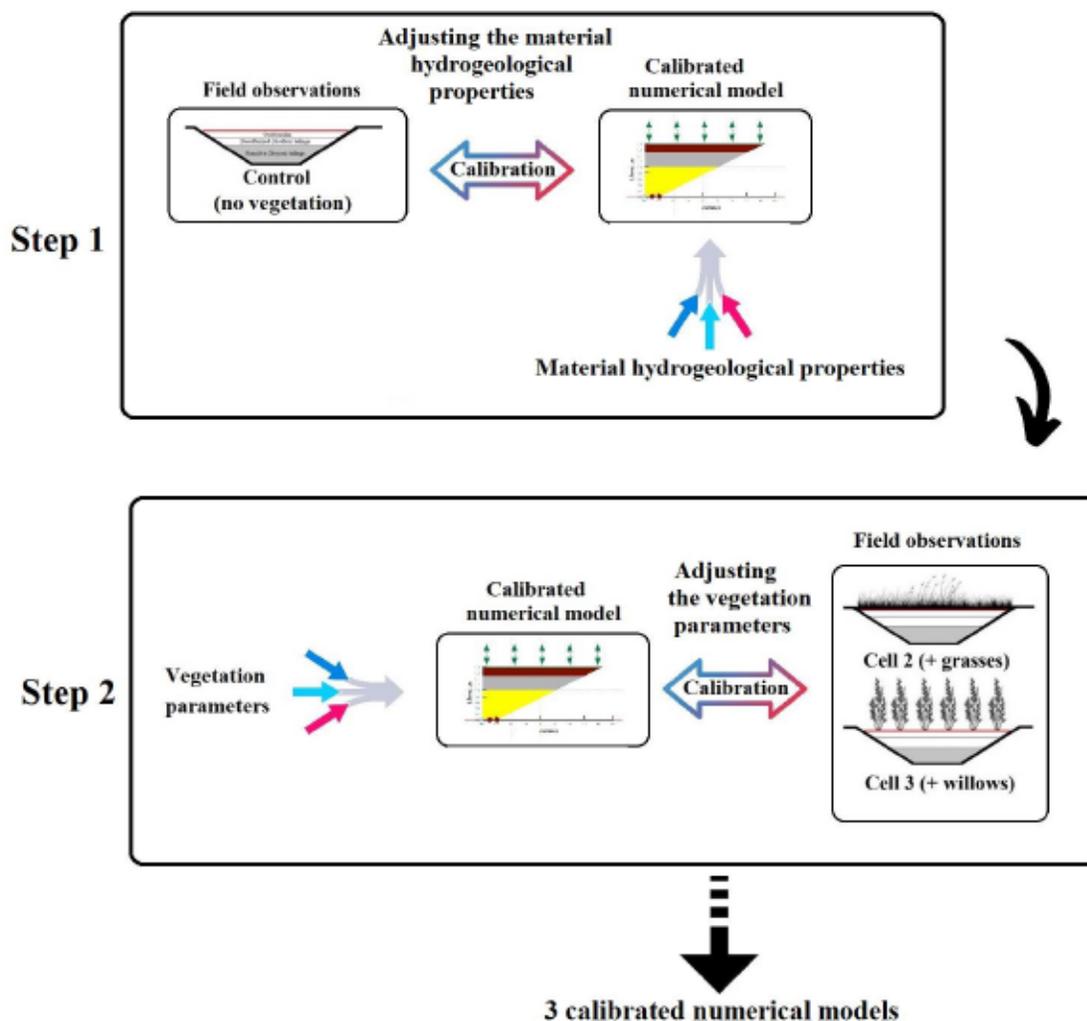


Figure 7.2 Approche séquentielle pour l'intégration des paramètres de végétation dans la modélisation numérique

7.1.3 Approche globale pour étudier l'effet de la végétation sur le bilan hydrique et la performance de systèmes de recouvrement

Cette étude a testé une approche méthodologique globale pour évaluer l'influence de la végétation sur le bilan hydrique et l'efficacité des recouvrement miniers. La méthode proposée a été développée au moyen de cellules expérimentales sur le terrain à une échelle moyenne de 10 mètres sur 10 mètres, construites sous la forme de lysimètres à pyramide tronquée inversée doublés de géomembrane, spécifiquement conçus pour les recouvrements de type NPS, mais elle peut être étendue et appliquée à la plupart des recouvrements miniers.

Cette approche a été mise en œuvre en utilisant deux types de végétation (ligneuse et herbacée) pour couvrir deux scénarios potentiels de végétalisation, en privilégiant un type ligneux à croissance rapide afin de maximiser les impacts sur le bilan hydrique pendant la courte durée de l'étude. L'approche décrit la collecte de données sur le terrain, notamment les composantes du bilan hydrique, les caractéristiques de la végétation, les propriétés hydrogéologiques (y compris les effets des racines) avec des méthodes de mesure fiables pour chaque aspect, incluant l'instrumentation et l'échantillonnage (Chapitre 3).

De plus, cette approche a la capacité de fournir les paramètres d'entrée nécessaires pour les conditions frontières (LCI) afin de simuler les performances des recouvrements à l'aide du modèle numérique SEEP/W de GeoStudio. Les données climatiques comprenant les précipitations, la température, l'humidité relative et la vitesse du vent sont collectées via une station météorologique sur place, le rayonnement solaire prédit via les coordonnées géographiques, et l'albédo estimé sur la base de la littérature. Les données de végétation sont mesurées avec précision pendant la saison de croissance de l'année de mesure. Celles-ci incluent la durée de la saison de croissance, la survie des plantes, le LAI, le SCF, la profondeur des racines et les paramètres de croissance, y compris la hauteur des plantes. La méthodologie permet également d'insérer dans le modèle des propriétés hydrogéologiques qui incluent les effets potentiels des racines, même si dans cette étude, il a été démontré que les racines ne montraient pas d'effet significatif sur ces propriétés pour la jeune végétation. Plus de détails sur cette méthodologie sont présentés dans un article de conférence (ICARD 2024) en annexe B.

7.2 Comparaison des prédictions des composants du bilan hydrique avec un scénario de changement climatique extrême

Comme mentionné au chapitre 6, pour simuler le CC d'ici la fin du siècle, différentes approches pourraient être utilisées selon la littérature (Bussière *et al.*, 2022 ; Hotton, 2019 ; Lieber *et al.*, 2022). Dans cette section, les résultats d'une simulation supplémentaire utilisant une approche différente pour la modélisation CC sont présentés. Cette simulation a considéré 2 mois de sécheresse (sans précipitations) en juillet et août 2021 comme le pire des cas pour la conception du recouvrement NPS dans cette situation géographique (Pabst *et al.*, 2018) à comparer avec les résultats présentés au chapitre 6. Au cours de cette simulation, tous les autres paramètres climatiques de 2021, notamment les températures, l'humidité relative, la vitesse du vent, le rayonnement solaire et l'albédo, sont restés inchangés.

Les résultats du modèle ont montré que le S_r dans le recouvrement et la position de la nappe phréatique ont diminué continuellement pendant les 2 mois de sécheresse. Fin août, le S_r à la base du recouvrement (0,65 m) était respectivement d'environ 98, 43 et 69 % pour les cellules 1, 2 et 3. Les percolations et évapotranspirations cumulées prévues sont présentées dans la Figure 7.3. La comparaison des ratios E/R, P/R et E/P prévus entre les conditions réelles de 2021 et le scénario de sécheresse n'a montré aucune différence significative. Cependant, la position de la nappe phréatique a atteint -1,6 m (~0.9 AEV, inférieure à l'objectif) fin août (Fig. 7.4). Ces résultats indiquent que dans des conditions de sécheresse extrême, l'objectif d'efficacité peut être diminué. Les résultats des projections dépendent donc nécessairement de l'approche choisie pour simuler le changement climatique. Il convient également de noter que compte tenu du traitement requis pour obtenir les conditions climatiques projetées, une telle simplification est appropriée pour des analyses préliminaires (Lieber *et al.*, 2022). Néanmoins, étant donné que la conception du recouvrement est spécifique au site, les scénarios climatiques locaux et les conditions de sécheresse spécifiques doivent être pris en compte lors de la définition de ces conditions à long terme.

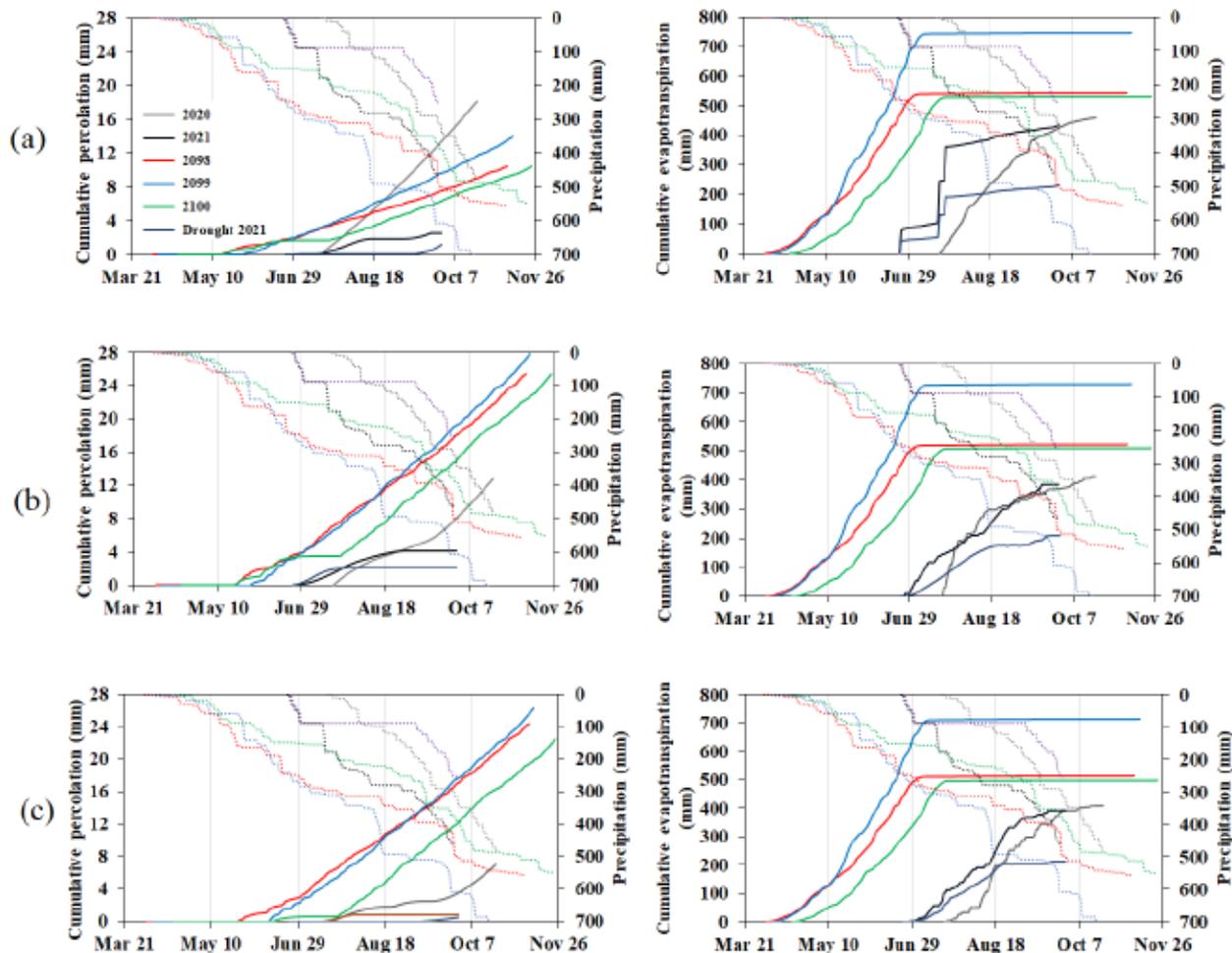


Figure 7.3 Comparaison des percolations et évapotranspirations entre différents scénarios de simulation, les courbes en pointillés représentent les précipitations cumulées pour chaque scénario

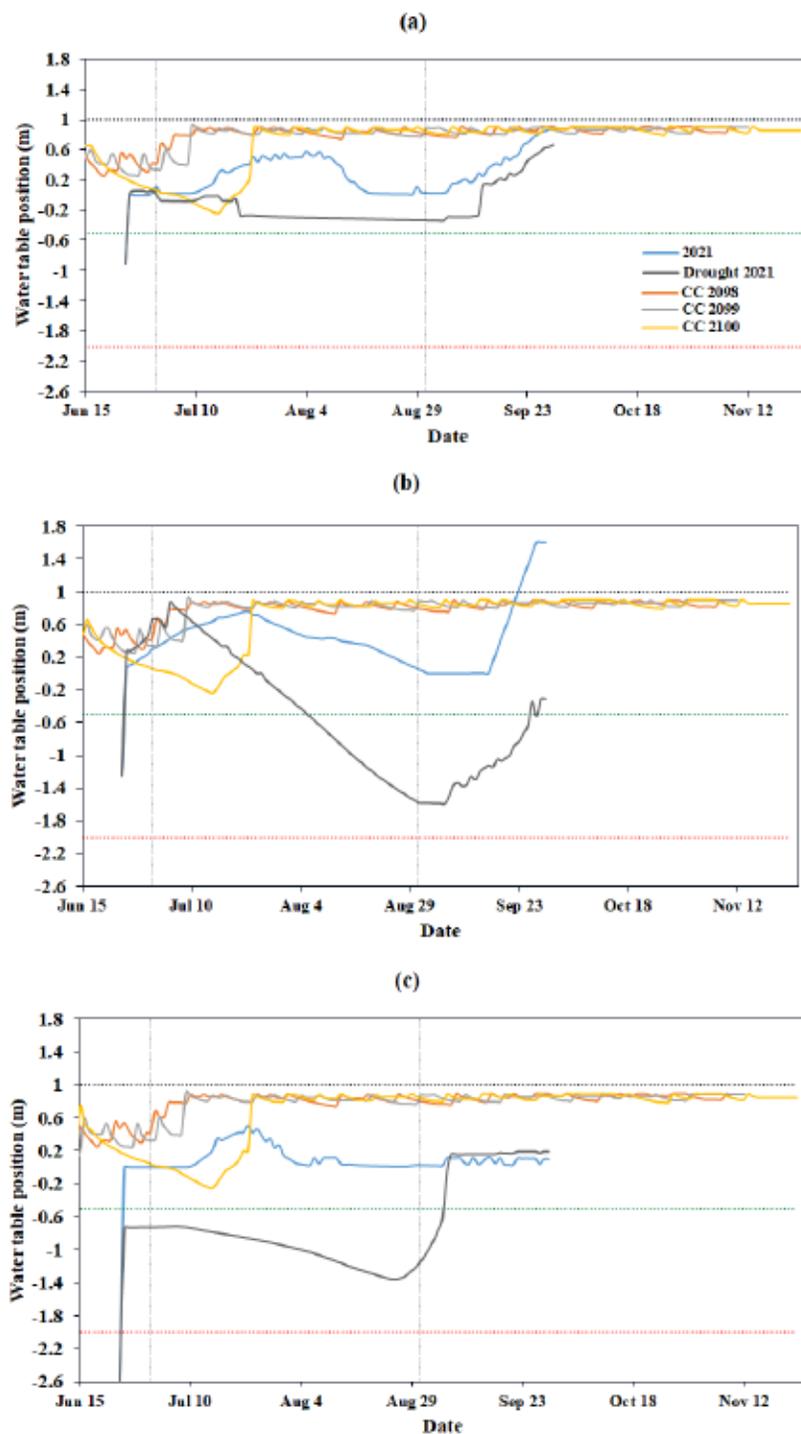


Figure 7.4 Représentation de la position simulée de la nappe phréatique pour : (a) cellule 1 sans végétation, (b) cellule 2 avec végétation herbacée et (c) cellule 3 avec plantes ligneuses. Les lignes pointillées noires, rouges et vertes représentent respectivement la surface, $\frac{1}{2}$ AEV à partir de la surface et AEV à partir de la surface des résidus réactifs. Les lignes pointillées noires représentent le début et la fin de la période de sécheresse.

7.3 Incertitudes de l'étude

Dans l'étude actuelle des cellules expérimentales ont été utilisés pour mesurer le bilan hydrique. Ce type de cellules représente une échelle intermédiaire d'investigation et elles ont fourni des données intéressantes sur la dynamique du bilan hydrique de la couverture, mais il pourrait y avoir certaines limitations comme dans d'autres lysimètres. Bien que dans les cellules expérimentales utilisées dans notre étude, la nappe phréatique soit naturellement régulée avec un drainage libre et que le problème du régime hydrique divergent ne s'applique pas (Makkink, 1959), l'évapotranspiration est réaliste tant que les racines n'atteignent pas les zones avec des conditions hydriques anormales. Les résultats pourraient être prudemment extrapolés à l'échelle du site en tenant compte du fait que les cellules de cette étude ont été construites sur une surface plane et que le ruissellement a été négligé. Pour des zones inclinées ou plus grandes, cependant, le ruissellement et le drainage latéral pourraient être importants.

De plus, les propriétés du matériau ont été supposées homogènes pour chaque couche de la cellule. Cependant, dans un véritable parc à résidus, ce n'est souvent pas le cas car le phénomène de ségrégation lors de la déposition hydraulique peut affecter les propriétés géotechniques, hydrogéologiques et minéralogiques locales (Bussière et Guitttonny, 2020). Une telle hétérogénéité des propriétés des résidus réactifs et des matériaux du recouvrement peut avoir un impact significatif sur les résultats (Ouangrawa *et al.*, 2010 ; Rey *et al.*, 2020). De plus, puisque la cellule est recouverte d'une géomembrane à la base avec un seul drain au milieu, l'évaluation de la position du niveau d'eau sous le fond de la cellule est au mieux estimée, mais ne peut pas être quantifiée avec précision. De plus, dans les cellules, il n'y avait aucun drainage/connexion latérale possible au niveau hydrologique contrairement à un site réel.

Pour la construction des cellules, des résidus désulfurés ont été utilisés comme couche fonctionnelle. La présence de faibles niveaux de sulfures peut exacerber la réduction du flux d'oxygène. Néanmoins, leur utilisation peut occasionnellement entraîner des concentrations élevées de métaux et de sulfates dans l'eau interstitielle, dépassant les normes environnementales (Bussière et Guitttonny, 2020). Dans un tel substrat, les effets nocifs des métaux traces sur les racines des plantes et leur croissance pourraient être limités, en particulier pour les saules, qui ont été documentés comme étant très adaptés aux substrats miniers (Guitttonny-Larchevêque *et al.*,

2016 ; Mosseler *et al.*, 2014). Mais pour d'autres plantes, ces effets potentiels doivent être pris en compte.

Une couche de mort-terrain à grains fins (avec une distribution granulométrique similaire à celle des résidus) et une faible teneur en matière organique a été utilisée dans la construction des cellules. La similitude de granulométrie évite le développement d'un effet barrière capillaire avec les résidus. Par conséquent, il ne sera pas aussi efficace que celui des matériaux à grains plus grossiers pour contrôler la perte d'eau du système sous forme d'évaporation. Une faible teneur en matière organique rendait la couverture également défavorable à la colonisation des racines, ce qui pourrait encourager les racines à pénétrer plus profondément à la recherche d'un meilleur environnement (Griffiths *et al.*, 2022) à coloniser dans le système de recouvrement.

Dans l'étude actuelle, les tests de consommation d'O₂ ou de calcul de flux d'O₂ n'ont pas été faits. Ils auraient pu être utiles pour une meilleure évaluation des performances, en particulier là où nous doutions de la position de la nappe phréatique.

L'effet de la fonte des neiges au printemps n'a pas été considéré dans l'étude.

Les données de TEV obtenues par les sondes FDR peuvent être affectées par la présence de racines vivantes et pour des colonisations racinaires plus importantes que celles observées dans cette étude, il faudrait en tenir compte. La présence de racines peut augmenter la densité apparente et diminuer la porosité totale en raison d'une augmentation du volume du système racinaire, ou de l'eau dans le système racinaire, ce qui peut affecter directement les relevés du FDR. Cela est dû au fait que ces capteurs mesurent le diélectrique total dans leur sphère d'influence et ne peuvent pas faire la distinction entre l'eau dans le système racinaire et l'eau dans le substrat (Kang *et al.*, 2019).

7.4 Défis de l'étude

Cette étude était une combinaison de suivis de terrain, de mesures en laboratoire sur des modèles physiques, et de modélisation numérique afin de comprendre l'effet de la végétalisation sur le bilan hydrique d'un recouvrement avec nappe phréatique surélevée. Au vu de la durée des mesures sur 4 ans, pour pouvoir évaluer la répétabilité des tendances mesurées sur plusieurs années, nous avons rencontré un certain nombre de défis qui méritent d'être mentionnés dans cette section.

7.4.1 Accumulation d'eau stagnante au-dessus des cellules témoins

Bien que cela ne soit pas corrélé à l'élévation du niveau de la nappe phréatique (d'après la mesure effectuée à travers le tube PVC de surveillance), lors d'un certain nombre de suivis sur le terrain, nous avons remarqué une accumulation d'eau stagnante au-dessus des cellules témoins (un exemple est présenté sur la Figure 7.5). Nous soupçonnions le colmatage du tuyau perforé au milieu de la cellule, c'est pourquoi nous avons installé le 10 juin 2021 de nouveaux tuyaux fendus en PVC dans les deux cellules témoins. Cette action nous a permis de nous assurer que les positions mesurées de la nappe phréatique étaient réalistes par la suite. Même si la situation d'eau stagnante n'a pas disparu immédiatement, le problème a été résolu progressivement au cours des semaines suivantes.



Figure 7.5 Photo représentant la flaque d'eau stagnante au-dessus de la Cellule 1 (date de capture : 13.05.2021)

7.4.2 Perte de sondes

L'un des défis auxquels nous avons été confrontés lors des suivis sur le terrain était la perte de fonction des sondes de teneur en eau/de succion installées. Dans la plupart des cas, les fils de connexion avaient été mâchés par les animaux errants (Figure 7.6) et comme les visites de suivi étaient programmées toutes les deux semaines, nous avons inévitablement manqué certaines données. Pour surmonter en partie ce défi, nous avons doublé les capteurs les plus importants afin de pouvoir remplacer les données une fois la première sonde perdue.



Figure 7.6 Représentation des instruments endommagés par des animaux

7.4.3 Cellule de référence végétation

Afin de comparer la survie et la croissance des saules plantés dans les cellules expérimentales à celles dans des conditions plus naturelles, une cellule témoin a été initialement conçue, située près de la station de traitement des eaux potables de la mine, sur du sol naturel. Cependant, il est apparu que le sol de cette cellule était compacté, et les plantes ont eu une survie et croissance limitées et les données de croissance n'ont pas pu être utilisées comme point de comparaison.

7.4.4 Mesures de percolation

Comme mentionné précédemment dans le Chapitre 3, notre méthodologie initiale pour mesurer l'eau percolée des cellules expérimentales (2020) consistait à utiliser des augets basculants. Bien que déjà utilisé pour mesurer les percolations dans des études de terrain antérieures (Lamb et al., 2019 ; Peyrard et al., 2016 ; Wang et al., 2020), des augets basculants sont connus pour être susceptibles aux erreurs de mesure (Schwambach et al., 2022). Ainsi, après analyse des données de terrain, la faible plage de valeurs des percolations nous a fait douter de l'exactitude des performances de l'auget basculant. Par la suite, pour vérifier les résultats, nous avons modifié notre méthodologie en utilisant des réservoirs pour collecter les eaux de percolation l'année de mesure suivante (2021).

7.4.5 Les défis associés à la mise au point d'une méthode d'échantillonnage d'échantillons non perturbés pour les analyses couplées des propriétés hydrogéologiques et des paramètres racinaires

La méthode d'échantillonnage d'échantillons non perturbés pour les analyses couplées des propriétés hydrogéologiques et des paramètres racinaires a été initiée pour la première fois dans une étude antérieure (Proteau, 2021) et développée dans une étude plus récente sur l'échantillonnage des résidus Goldex contenant des racines (Barry, 2023).

Comme mentionné précédemment dans section 7-1-1, dans l'étude actuelle, nous avons utilisé un échantillonneur de métal coupant équipé de tubes en plexiglas (diamètre 10 cm, longueur 20 cm, conformément à la norme ASTM D5856) pour prélever directement des échantillons non perturbés contenant potentiellement des racines de la couche de résidus Goldex dans les cellules expérimentales. Mais, une série de tubes de prélèvement utilisés dans notre étude étaient en PVC (diamètre 15 cm, longueur 30 cm) et ne s'adaptaient pas à l'échantillonneur métallique utilisé pour les échantillons en tubes Plexiglas, ni au dimensionnement standard de l'équipement hydrogéologique (perméamètre à paroi rigide, 10 cm de diamètre). Notre première stratégie a donc été de prélever les échantillons en poussant ces tubes directement vers la couche de résidus Goldex (sans insérer les tubes à l'intérieur d'échantillonneurs métalliques) via la puissance d'une pelle mécanique (Barry, 2023) (avec une perte importante de tubes en appliquant une pression directe, voir Fig.7.7), transférer les échantillons au laboratoire, puis rééchantillonner les carottes de taille correcte via l'échantillonneur métallique pressé par une pelle mécanique/presse de laboratoire une fois que des tubes en Plexiglas standard étaient disponibles. Mais cette méthodologie a finalement été rejetée car, dans la pratique, nous n'avons pas pu extraire de nouveaux échantillons des tubes en PVC : les tubes se sont cassés et l'échantillon a été perturbé (Fig. 7.7).



Figure 7.7 Vue d'un tube PVC déformé après avoir été directement enfoncé dans la couche

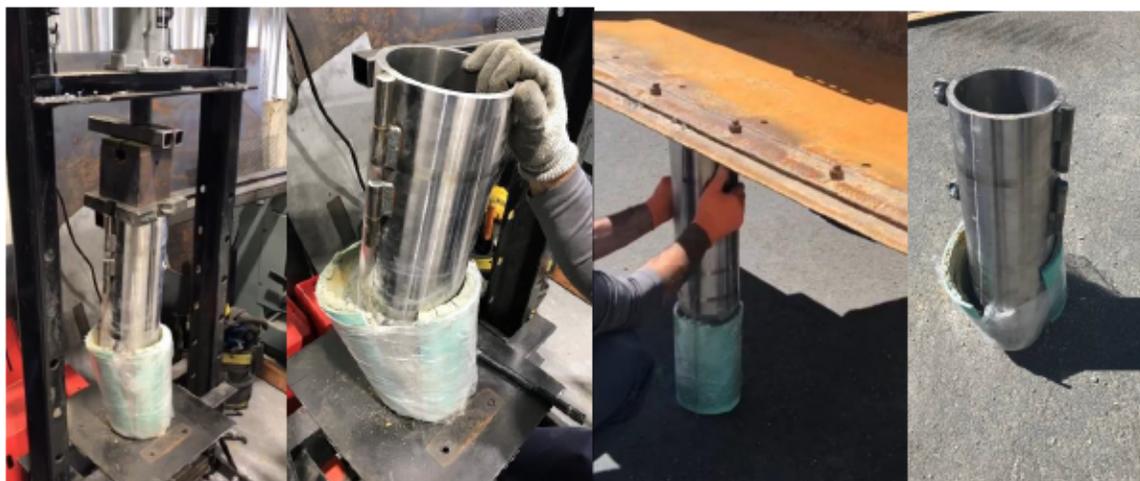


Figure 7.8 Vues des tentatives infructueuses de rééchantillonnage des carottes standards à partir des carottes d'origine dans des tubes en PVC

Enfin, avec le soutien professionnel de l'équipe URSTM, nous avons conçu et commandé de nouveaux couvercles de perméamètre avec des ports intégrés de la bonne taille pour les tubes en PVC (Fig. 7.9) afin de pouvoir mesurer directement la k_{sat} pour les échantillons dans des tubes en PVC (Barry, 2023). Pour un ajustement parfait des tubes en PVC sur ces nouveaux couvercles,

nous avons besoin d'une coupe perpendiculaire parfaite aux extrémités des tubes. Après plusieurs essais et erreurs avec différentes scies disponibles au laboratoire et à l'université telles que des scies circulaires portatives et fixes, nous l'avons finalement fait via une scie à ruban verticale (KING CANADA, Québec, Canada).



Figure 7.9 L'équipement fabriqué pour effectuer des tests de perméabilité à parois rigides directement avec des tubes en PVC

Quant au transfert et au stockage corrects des échantillons intacts, d'autant plus qu'ils étaient presque saturés et contenaient potentiellement des racines pendant le transfert du site au laboratoire, les carottes ont été scellées aux deux extrémités et placées verticalement à l'intérieur de seaux avec une base recouverte d'éponge pour limiter les vibrations possibles en utilisant une méthode similaire à une étude précédente (Barry, 2023).

L'autre défi était de décider de la meilleure façon de stocker les carottes, car plusieurs échantillons ont été prélevés et leur analyse pouvait prendre plusieurs semaines. Afin d'éviter toute altération pendant le temps d'attente (par exemple pourriture des racines fines, perte d'eau et formation d'interstices entre l'échantillon et la paroi du tube) qui pourrait conduire à un effet de bord lors des essais hydrogéologiques, tous les tubes ont été stockés à 4 °C, entièrement fermés et en position verticale. Il convient de noter que le positionnement vertical s'est avéré important car nous avons perdu quelques échantillons après consolidation et développement d'espaces entre l'échantillon et les parois des tubes si le stockage était effectué horizontalement (Figure 7.10).



Figure 7.10 Vue d'un échantillon perdu en raison de la consolidation

Une fois les tests de k_{sat} terminés, nous avons dû prélever deux sous-échantillons aux deux extrémités de chaque carotte. Le processus était encore une fois difficile, car presser les échantillonneurs métalliques tranchants directement dans le tube contenant l'échantillon pouvait provoquer un compactage indésirable des sous-échantillons (Barry, 2023). Ainsi, la stratégie que nous avons appliquée consistait à faire glisser doucement la carotte cylindrique saturée hors du tube en position verticale alors que l'un des échantillonneurs était déjà en dessous, puis à pousser le deuxième échantillonneur au-dessus de l'échantillon pour prélever simultanément les deux sous-échantillons (Fig. 7.11).

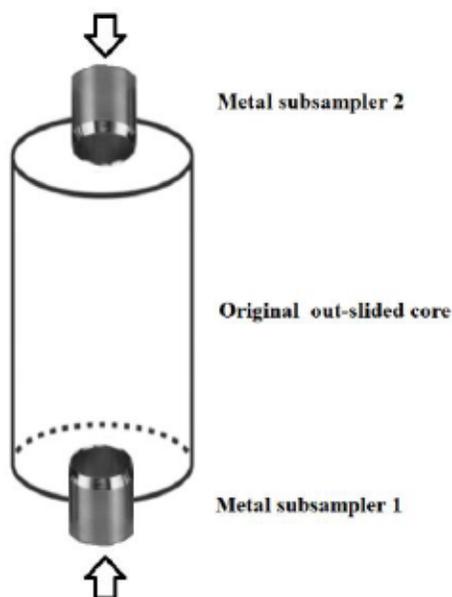


Figure 7.11 Représentation schématique de la méthodologie de sous-échantillonnage

En général, des pertes d'échantillons se sont produites en raison de; difficultés d'échantillonnage liées aux propriétés du matériau sur le site (perte de 6 échantillons, 80% de succès); essais et erreurs préliminaires pour le rééchantillonnage (perte de 2 échantillons, 92% de succès), perturbations lors de stockage et sciage (perte de 6 échantillons, 73% de succès) et fuite lors des tests des cellules Tempe (88% de succès).

CHAPITRE 8 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

8.1 Conclusions

L'efficacité d'un système de recouvrement tout au long de son cycle de vie opérationnelle repose sur sa capacité à préserver son intégrité face à divers facteurs, notamment ses variations hydrogéologiques. Cela implique que le système de recouvrement s'adapte de manière appropriée à tous les éléments potentiellement perturbateurs, comme la végétation et les changements climatiques (Bussière et Guittonny, 2020). Lorsqu'elle est établie, la végétation peut avoir un impact significatif sur le bilan hydrique des recouvrement en influençant des processus tels que la transpiration, l'évapotranspiration et la rétention d'humidité du sol et peut aussi influencer les propriétés des matériaux (Bussière et Guittonny, 2020).

La présente étude visait à évaluer l'impact de la colonisation racinaire de deux types de végétation (plantes herbacées ensemencées et saules plantés) sur le bilan hydrique et les propriétés hydrogéologiques d'un système de recouvrement combiné à une nappe phréatique surélevée dans un climat humide. L'étude a été réalisée à l'aide de cellules expérimentales (6 cellules dont 2 cellules témoins, voir chapitre 3, Fig.3.1) sous forme de lysimètres contenant 1 m de résidus générateurs d'acide au fond, recouverts d'une couche de 0,5 m de résidus silteux désulfurés comme couche fonctionnelle du recouvrement (barrière à l'O₂) et recouverts de 0,3 m de mort-terrain non argileux à grains fins. Les objectifs étaient : (1) d'évaluer l'effet de différents types de végétation et de scénarios de couches supplémentaires sur le bilan hydrique de ce type de recouvrement, (2) de trouver un lien possible entre les caractères racinaires et les propriétés hydrogéologiques de la couche de recouvrement et (3) de comprendre les risques de perte de performance de la technique après végétalisation, sous les effets du changement climatique et ceux de l'évolution de la végétation vers l'écosystème forestier naturel. L'approche méthodologique conçue et utilisée dans la présente étude constitue une initiative pionnière dans son domaine et a permis d'obtenir suffisamment de données de terrain pour calibrer un modèle numérique en tant qu'outil utile pour des simulations exploratoires à long terme.

En conclusion, nous souhaitons souligner les résultats les plus importants de la recherche:

8.1.1 Influences de la végétation sur le bilan hydrique d'un recouvrement à nappe phréatique surélevée (chapitre 4)

- Un suivi sur 3 ans des composants du bilan hydrique sur les cellules instrumentées a démontré qu'en présence ou absence de végétation, dans toutes les configurations testées, l'évapotranspiration était la principale composante du bilan hydrique (79 à 98 % des précipitations totales pendant la période de mesure). En parallèle, la présence de végétation a affecté de manière significative la composante de stockage de l'eau au sein des cellules. Le stockage relatif en l'eau était plus élevé dans les cellules végétalisées avec une seule couche (de mort-terrain fin) sur la couche fonctionnelle (résidus Goldex) par rapport aux cellules avec une couche supplémentaire au-dessus de la couche fonctionnelle.
- Une couche supplémentaire ajoutée sous la couche de mort-terrain (soit une couche de bris capillaire ou de boue HDS), augmentant l'épaisseur de la couche au-dessus de la couche fonctionnelle du recouvrement, a entraîné une percolation accrue dans les cellules. Même une couche de bris capillaire n'a pas été capable de maximiser le stockage de l'eau dans les cellules. De plus, des racines fines ont été observées dans la couche de résidus Goldex située sous cette couche supplémentaire. D'un autre côté, l'utilisation des boues HDS comme couche supplémentaire a entraîné une augmentation de la densité de la longueur des racines au sein de la couche fonctionnelle, ce qui en fait une option défavorable. Cela est dû aux caractéristiques physiques et chimiques uniques de ce matériau, notamment la taille des particules ultrafines, le pH alcalin et traces de contenu nutritif.
- Les plantes herbacées sont apparues comme le choix optimal pour la végétation située au-dessus du système de recouvrement. En utilisant une jeune végétation modèle, fertilisée et tolérante aux conditions d'inondation, cette étude a montré des effets importants à court terme sur le bilan hydrique. La végétalisation avec des plantes ligneuses nécessite des aménagements supplémentaires pour permettre de conserver suffisamment d'eau dans le système de recouvrement et de maintenir la nappe phréatique à un niveau élevé pour soutenir la performance.

8.1.2 Effets de la végétation sur les propriétés hydrogéologiques clés d'un recouvrement à nappe phréatique surélevée (chapitre 5)

- Trois à quatre ans après végétalisation, les racines des deux types de végétation, qu'il y ait ou non une couche de matériaux supplémentaire au-dessus de la couche fonctionnelle de résidus Goldex, étaient pour la plupart plus fines que 2 mm et présentaient une colonisation minimale de la couche fonctionnelle du recouvrement.
- Une telle colonisation n'a pas changé sensiblement les propriétés hydrogéologiques (par exemple conductivité hydraulique saturée et pression d'entrée d'air) de la couche fonctionnelle du recouvrement et aucune différence significative n'a été observée entre les végétations herbacées et ligneuses.

8.1.3 Modélisation du bilan hydrique d'un recouvrement avec nappe phréatique surélevée (chapitre 6)

- En modélisant les influences à long-terme de la végétation sur le bilan hydrique en tenant compte des conditions climatiques projetées d'ici la fin du siècle, indépendamment de la présence et du type de végétation, l'évapotranspiration serait le principal mécanisme de perte d'eau. Des résultats similaires ont déjà été obtenus et montrés au Chapitre 4 à partir de l'analyse des données de bilan hydrique mesurées sur le terrain pour les années individuelles 2019-2021.
- Avec l'approche de simulation du changement climatique sélectionnée (conditions climatiques projetées plus chaudes et plus humides), nous pourrions nous attendre à des composantes d'évaporation et de percolation plus élevées de la part d'un système de recouvrement NPS, avec un S_r dans le recouvrement de résidus et des niveaux de nappe phréatique suffisamment élevés pour maintenir l'efficacité du système de recouvrement. Il convient de noter que ces prévisions sont basées uniquement sur deux approches de simulation CC (scénario climatique plus chaud mais plus humide d'ici fin 2100 et aussi condition de sécheresse de 2 mois basée sur les données climatiques de 2021) et les résultats peuvent être différents en fonction d'autres scénarios.
- Les résultats du modèle ont montré que la végétation future (les arbres forestiers matures) constituait la principale menace pour la perte d'efficacité du système de recouvrement selon les simulations avec SEEP/W. Les objectifs d'un recouvrement efficace de type NPS (S_r

supérieur à 85 % dans la couche de résidus Goldex et niveau de la nappe phréatique suffisamment élevé) n'ont pas été atteints pour les scénarios où une végétation forestière future avec un développement maximal au niveau aérien et souterrain était prise en compte dans les simulations.

8.2 Recommandations

L'approche méthodologique utilisée dans cette étude pourrait être réutilisée pour étudier le rôle de la végétalisation sur d'autres types de systèmes de recouvrement afin de comprendre l'impact possible des plantes sur leur fonctionnement.

Il est important de souligner que la présente étude a été menée à l'aide de jeunes plantes et de plantes modèles tolérantes aux sols inondés, ce qui pourrait avoir un impact significatif sur le bilan hydrique au cours d'une période d'étude à court terme. Cependant, il ne faut pas négliger le fait que les résultats pourraient varier sur des durées plus longues, selon les sites, avec l'incorporation d'une couche fonctionnelle à grains grossiers (au lieu de la couche silteuse à grains fins utilisée dans notre étude) et lors de l'utilisation d'autres espèces de plantes. Il serait également intéressant d'explorer les effets d'une végétation mixte.

Sur la base des observations de cette étude, il est recommandé de continuer à surveiller l'effet à plus long terme des racines de saule sur les propriétés hydrogéologiques des résidus Goldex. Ceci est suggéré car les tranchées d'observation creusées à la fin de l'étude ont montré une colonisation par des racines visibles à l'œil nu dans la couche du résidus Goldex. Cette colonisation dans la couche fonctionnelle du recouvrement, bien que peu intense en termes de densité de longueur racinaire, pourrait se développer sur des délais plus longs que la période de cette étude. De plus, avec l'âge, le diamètre des racines du saule peut augmenter.

Il est aussi recommandé d'étudier l'effet des racines sur la consommation d'oxygène. Ce serait un travail intéressant parce que la redistribution de la taille des pores sous l'effet des racines pourrait favoriser la migration de l'oxygène, mais il faut également considérer que les racines vivantes peuvent consommer une partie des flux diffusifs au même titre que les résidus réactifs (Proteau *et al.*, 2020). Effectuer ce test permettra de mieux évaluer les performances du recouvrement de type barrière à l'oxygène sous les effets de la revégétalisation.

Il aurait été intéressant d'analyser l'eau des cuves de percolation. Cela n'a pas été fait dans l'étude actuelle mais est suggéré dans toute étude similaire à l'avenir car cela peut permettre de tester la performance de la couverture dans le contrôle de la génération d'AMD en évaluant le pH et la concentration des éléments toxiques.

Pour améliorer tout travail similaire et éviter de nombreux défis lors de la préparation d'échantillons intacts (voir la section 7-4-5), nous recommandons l'utilisation d'échantillonneurs métalliques équipés de tubes en plexiglas standard pour le retrait de l'ensemble du lot d'échantillons au lieu d'utiliser des tubes en PVC. Cela permettrait de limiter la perte d'échantillons suivie d'une rupture des tubes sous la pression directe de la pelle mécanique lors de l'étape de prélèvement sur le terrain et de l'étape supplémentaire de sciage/nivelage nécessaire.

Les effets du changement climatique dans cette étude ont été analysés à l'aide d'approches limitées (un seul scénario climatique plus chaud mais plus humide représentatif de l'horizon 2100 selon IPSL-CM5A-MR RCP8.5 et un seul scénario extrême de sécheresse de 2 mois). Il est recommandé que d'autres approches de changement climatique soient testées et comparées pour une meilleure compréhension des risques pour les performances futures du recouvrement.

Il aurait été intéressant de tester l'effet de changer la forme de la CRE des résidus Goldex (taux de désorption) sous l'effet des racines pour voir l'effet sur la sortie du modèle numérique SEEP/W.

Il convient également de souligner qu'afin de vérifier la capacité du modèle numérique SEEP/W à simuler de manière réaliste l'effet de la végétation à long terme sur le bilan hydrique du recouvrement, des études de surveillance périodiques systématiques sur le terrain sur une longue période sont nécessaires pour évaluer le bilan hydrique, la performance et les mettre en relation avec l'évolution des paramètres de végétation sur les recouvrements NPS. À plus courte échéance, les résultats de modélisation long terme obtenus avec SEEP/W pourraient être comparés avec ceux obtenus avec d'autres logiciels pouvant intégrer l'effet de la végétation.

RÉFÉRENCES

- Aachib, M. (1997). *Étude en laboratoire de la performance de barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA* [École Polytechnique de Montréal].
- Addo-Danso, S. D., Prescott, C. E. et Smith, A. R. (2016). Methods for estimating root biomass and production in forest and woodland ecosystem carbon studies: A review. *Forest Ecology and Management*, 359, 332-351. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.015>
- Adu-wusu, C., Yanful, E. K., Lanteigne, L. et O’Kane, M. (2007). Prediction of the water balance of two soil cover systems. *Geotechnical and Geological Engineering*, 25, 215-237. <https://doi.org/10.1007/s10706-006-9106-3>
- Agriculture and Agri-Food Canada. (1998). *The Canadian system of soil classification, third edition*. <http://sis.agr.gc.ca/cansis/taxa/cssc3/index.html>
- Ahmad, F. (2018). *Effect Of Climate Change on a Monolithic Desulphurized Tailings Cover* [York University]. <https://yorkspace.library.yorku.ca/xmlui/handle/10315/35835>
- Alaghmand, S., Beecham, S. et Hassanli, A. (2014). Impacts of Vegetation Cover on Surface-Groundwater Flows and Solute Interactions in a Semi-Arid Saline Floodplain: A Case Study of the Lower Murray River, Australia. *Environmental Processes*, 1(1), 59-71. <https://doi.org/10.1007/s40710-014-0003-0>
- Alam, M. S., Barbour, S. L., Elshorbagy, A. et Huang, M. (2018). The Impact of Climate Change on the Water Balance of Oil Sands Reclamation Covers and Natural Soil Profiles. *Journal of Hydrometeorology*, 19(11), 1731–1752. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-17-0230.1>
- Alam, S., Barbour, S. L., Huang, M. et Li, Y. (2020). Using Statistical and Dynamical Downscaling to Assess Climate Change Impacts on Mine Reclamation Cover Water Balances. *Mine Water and the Environment*, 39(4), 699-715. <https://doi.org/10.1007/s10230-020-00695-6>
- Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Abichou, T., McDonald, E. V., Tyler, S. W. et Rock, S. A. (2006). Field Performance of a Compacted Clay Landfill Final Cover at a Humid Site. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 132(11), 1393-1403. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2006\)132:11\(1393\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2006)132:11(1393))
- Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Roesler, A. C., Abichou, T., Apiwantragoon, P., Lyles, B. F. et Rock, S. A. (2004). Field Water Balance of Landfill Final Covers. *Journal of Environmental Quality*, 33(6), 2317-2332. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.2317>
- Albright, W. H., Benson, C. H. et Waugh, W. J. J. (2010). *Water balance covers for waste*

- containment: Principles and practice. Water Balance Covers for Waste Containment: Principles and Practice. American Society of Civil Engineers (ASCE). <https://doi.org/10.1061/9780784410707>*
- Alfnes, E., Kinzelbach, W. et Aagaard, P. (2004). Investigation of hydrogeologic processes in a dipping layer structure: 1. The flow barrier effect. *Journal of Contaminant Hydrology*, 69(3-4), 157-172. <https://doi.org/10.1016/J.JCONHYD.2003.08.005>
- Allen, R. G., Jensen, M. E., Wright, J. L. et Burman, R. D. (1989). Operational Estimates of Reference Evapotranspiration. *Agronomy Journal*, 81(4), 650-662. <https://doi.org/10.2134/agronj1989.00021962008100040019x>
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D. et Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 56.
- Amiro, B. (2009). Measuring boreal forest evapotranspiration using the energy balance residual. *Journal of Hydrology*, 366(1-4), 112-118. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2008.12.021>
- Angers, D. . A. et Caron, J. (1998). Plant-induced changes in soil structure: Processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, 42, 55-72.
- Anyomi, K. A., Neary, B., Chen, J. et Mayor, S. J. (2022). A critical review of successional dynamics in boreal forests of North America. *Environmental Reviews*, 30(4), 563-594. <https://doi.org/10.1139/er-2021-0106>
- Apiwantragoon, P., Benson, C. H. et Albright, W. H. (2015). Field hydrology of water balance covers for waste containment. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 141(2). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0001195](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001195)
- Arabyarmohammadi, H., Guittonny, M. et 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). <https://doi.org/10.1007/s12665-023-10969-1>
- Arabyarmohammadi, H., Guittonny, M. et Demers, I. (2024). Root colonisation effects on the key hydrogeological properties of a reclamation cover with an elevated water table. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 1-14. <https://doi.org/10.1080/17480930.2024.2325187>
- Archer, N. A. L., Quinton, J. N. et Hess, T. M. (2002). Below-ground relationships of soil texture, roots and hydraulic conductivity in two-phase mosaic vegetation in South-east Spain. *Journal of Arid Environments*, 52(4), 535-553. <https://doi.org/10.1006/jare.2002.1011>

- Arnold, S., Schneider, A., Doley, D. et Baumgartl, T. (2015). The limited impact of vegetation on the water balance of mine waste cover systems in semi-arid Australia. *Ecohydrology*, 8(3), 355-367. <https://doi.org/10.1002/eco.1485>
- Aubé, B. C. (1999). Innovative modifications to high density sludge process. Dans *Mining and the environment II* (p. 1103-1111).
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A. M., Bussière, B. et Chapuis, R. P. (1997a). *Étude en laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. NEDEM/ MEND Rep.*
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.-M., Gagnon, D., Barbera, J.-M., Aachib, M., Bédard, C. et Chapuis, R. P. (1999). *Étude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II: Essais en place. Rapport de Recherche, Projet CDT P1899. NEDEM/MEND 2.22.2c.*
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M. et Mbonimpa, M. (2016). Review of the Reclamation Techniques for Acid-Generating Mine Wastes upon Closure of Disposal Sites. Dans *Geo-Chicago 2016* (p. 343-358). American Society of Civil Engineers. <https://doi.org/10.1061/9780784480137.034>
- Aubertin, M., Chapuis, R. P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J. F. et Tremblay, L. (1995). *Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers.*
- Aubertin, M., Chapuis, R. P., Bouchentouf, A. et Bussière, B. (1997b). Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. Dans *4th International Conference on Acid Rock Drainage* (p. 731-746).
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B. et Chapuis, R. P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6), 1104-1122. <https://doi.org/10.1139/t03-054>
- Aubertin, M., Ricard, J.-F. et Chapuis, R. P. (1998). A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35(1), 55-69. <https://doi.org/10.1139/t97-080>
- Australian, A. B. F. (2007). *Post-Mining Landforms v Engineering a Biological System*, 3-12.
- Ayres, B., Diron, G., Christensen, D., Januszewski, S. et O'Kane, M. (2003). Performance of Cover System Field Trials for Waste Rock at Myra Falls Operations. Dans *6th International Conference on Acid Rock Drainage* (p. 12-18).

- Ayres, B. et Kane, M. O. (2013). Mine Waste Cover Systems : An International Perspective and Applications for Mine Closure in New Zealand. Dans *AusIMM New Zealand Branch Annual Conference*.
- Baker, A. J. M. et Walker, P. L. (1989). Physiological responses of plants to heavy metals and the quantification of tolerance and toxicity. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 1(1), 7-17. <https://doi.org/10.1080/09542299.1989.11083102>
- Barbour, S. L. (1998). Nineteenth Canadian Geotechnical Colloquium: The soil-water characteristic curve: a historical perspective. *Canadian Geotechnical Journal*, 35(5), 873-894. <https://doi.org/10.1139/t98-040>
- Barley, K. P. (1953). The root growth of irrigated perennial pastures and its effect on soil structure. *Australian Journal of Agricultural Research*, 4(3), 283. <https://doi.org/10.1071/AR9530283>
- Barley, K. P. (1954). Effects of root growth and decay on the permeability of a synthetic sandy loam. *Soil Science*, 78(3), 205-210.
- Barry, A. F. (2023). *Impact de la colonisation racinaire sur les propriétés hydrogéologiques d'une couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée* [Polytechnique Montréal].
- Bashir, R., Ahmad, F. et Beddoe, R. (2020). Effect of Climate Change on a Monolithic Desulphurized Tailings Cover. *Water*, 12(2645). <https://doi.org/10.3390/w12092645>
- Bates, B., Kundzewicz, Z. W., Palutikof, J. et Wu, S. (2008). *Climate change and water*.
- Baver, L. D., Gardner, W. H. et Gardner, W. R. (1972). *Soil Physics* (4th editio). Wiley.
- Beck-Broichsitter, S., Fleige, H., Gerke, H. H. et Horn, R. (2019). Effectiveness of grassland vegetation on a temporary capped landfill site. Dans R. L. Edvan et E. M. Santos (dir.), *Forage Groups* (chap. 1, p. 1-17). INTECHOPEN LIMITED.
- Beck-Broichsitter, S., Fleige, H. et Horn, R. (2018a). Compost quality and its function as a soil conditioner of recultivation layers - A critical review. *International Agrophysics*, 32(1), 11-18. <https://doi.org/10.1515/intag-2016-0093>
- Beck-Broichsitter, S., Gerke, H. H. et Horn, R. (2018b). Assessment of leachate production from a municipal solid-waste landfill through water-balance modeling. *Geosciences (Switzerland)*, 8(10). <https://doi.org/10.3390/geosciences8100372>
- Benson, C., Abichou, T., Albright, W., Gee, G. et Roesler, A. (2001). Field Evaluation of Alternative Earthen Final Covers. *International Journal of Phytoremediation*, 3(1), 105-127. <https://doi.org/10.1080/15226510108500052>

- Benson, C. H., Albright, W. H., Waugh, W. J., Apiwantragoon, P., Tigar, A. D. et Holbrook, D. L. (2023). Field Hydrology of Armored Earthen Final Covers with and without Vegetation. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 150(1), 04023125. <https://doi.org/10.1061/JGGEFK.GTENG-11110>
- Benson, C. H., Bohnhoff, G. L., Ogorzalek, A. S., Shackelford, C. D., Apiwantragoon, P. et Albright, W. H. (2005). *Field Data and Model Predictions for a Monolithic Alternative Cover*, 1-16. [https://doi.org/10.1061/40789\(168\)29](https://doi.org/10.1061/40789(168)29)
- Benson, C. H., Sawangsuriya, A., Trzebiatowski, B. et Albright, W. H. (2007). Postconstruction Changes in the Hydraulic Properties of Water Balance Cover Soils. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 133(4), 349-359. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2007\)133:4\(349\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2007)133:4(349))
- Beven, K. et Germann, P. (1982). Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research*, 18(5), 1311-1325. <https://doi.org/10.1029/WR018i005p01311>
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., Weisener, C. G., Paktunc, D., Gould, W. D. et Johnson, D. B. (2014). The Geochemistry of Acid Mine Drainage. Dans H. D. H. K. Turekian (dir.), *Treatise on Geochemistry* (second, p. 131-190). Elsevier.
- Bochet, E., Rubio, J. L. et Poesen, J. (1999). Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena*, 38(1), 23-44. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00056-9](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00056-9)
- Bodner, G., Leitner, D. et Kaul, H.-P. (2014). Coarse and fine root plants affect pore size distributions differently. *Plant and Soil*, 380(1-2). <http://link.springer.com/10.1007/s11104-014-2079-8>
- Bodner, G., Mentler, A. et Keiblinger, K. (2021). Plant Roots for Sustainable Soil Structure Management in Cropping Systems. *The Root Systems in Sustainable Agricultural Intensification*, (2018), 45-90. <https://doi.org/10.1002/9781119525417.ch3>
- Bohnhoff, G. L., Ogorzalek, A. S., Benson, C. H., Shackelford, C. D. et Apiwantragoon, P. (2009). Field Data and Water-Balance Predictions for a Monolithic Cover in a Semiarid Climate. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 135(3), 333-348. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)1090-0241\(2009\)135:3\(333\)](https://doi.org/10.1061/(asce)1090-0241(2009)135:3(333))
- Boilard, G., Bradley, R. L. et Houle, D. (2023). A northward range shift of sugar maple (*Acer saccharum*) in Eastern Canada should reduce soil carbon storage , with no effect on carbon

- stability. *Geoderma*, 432(January), 116403. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116403>
- Bolt, G. H. et Miller, R. D. (1958). Calculation of total and component potentials of water in soil. *American Geophysical Union Transportation*, 39, 917–928.
- Bonan, G. (2015). *Ecological climatology: concepts and applications* (Third edit). Cambridge University Press.
- Bonetti, S., Wei, Z. et Or, D. (2021). A framework for quantifying hydrologic effects of soil structure across scales. *Communications Earth & Environment* 2021 2:1, 2(1), 1-10. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00180-0>
- Bossé, B. (2014). *Évaluation du comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif constitué de rejets calcaires phosphatés en climat semi-aride à aride* [Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Botula, Y.-D., Bussière, B., Guittonny, M. et Hotton, G. (2024a). 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>
- Botula, Y.-D., Bussière, B., Guittonny, M. et Hotton, G. (2024b). 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. *Journal of mining, Reclamation and Environment*.
- Botula, Y.-D., Guittonny, M., Bresson, É. et Bussière, B. (2021). *Approche méthodologique pour intégrer des scénarios de végétation forestière tenant compte des changements climatiques dans la prédiction de la performance des méthodes de restauration minière sous climat humide au Québec*. <https://doi.org/ISBN 978-2-924231-28-9>
- Botula, Y.-D., Guittonny, M., Bussière, B. et Bresson, É. (2019). Will tree colonisation increase the risks of serious performance loss of engineered covers under climate change in Québec , Canada ? Dans A. Fourie et M. Tibbett (dir.), *Mine Closure 2019*. Australian Centre for Geomechanics. <https://doi.org/10.36487/ACG>
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Cote, J. et Gagnon, P. (2017). Design, construction, and preliminary performance of an insulation cover with capillary barrier effects at Meadowbank mine, Nunavut. *Proceedings of the 70th Canadian Geotechnical Conference*, (October), 354.

- Boulangier-Martel, V., Bussière, B., Côté, J. et 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. <https://doi.org/10.1139/cgj-2015-0155>
- Breda, N. J. J. (2003). Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *Journal of Experimental Botany*, 54(392), 2403-2417. <https://doi.org/10.1093/jxb/erg263>
- Breshears, D. D., Nyhan, J. W. et Davenport, D. W. (2005). Ecohydrology Monitoring and Excavation of Semiarid Landfill Covers a Decade after Installation. *Vadose Zone Journal*, 4(3), 798-810. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.0038>
- Bresson, É., Bussière, B., Pabst, T., Demers, I., Charron, P. et Roy, P. (2022). Climate change risks and vulnerabilities during mining exploration , operations , and reclamation : A regional approach for the mining sector in Québec , Canada Climate change risks and vulnerabilities during mining exploration , operations ,. *CIM Journal*, 13(2), 77-96. <https://doi.org/10.1080/19236026.2022.2055706>
- Brooks, R. H. et Corey, A. T. (1964). Hydraulic properties of porous media. *Hydrology Papers*, (3). https://mountainscholar.org/bitstream/handle/10217/61288/HydrologyPapers_n3.pdf?sequence
- Bruch, P. G. (1993). *Laboratory study of evaporative fluxes in homogeneous and layered soils* [Master Thesis]. <https://harvest.usask.ca/handle/10388/etd-06262008-125139>
- Brutsaert, W. (1975). A theory for local evaporation (or heat transfer) from rough and smooth surfaces at ground level. *Water Resources Research*, 11(4), 543-550. <https://doi.org/10.1029/WR011i004p00543>
- Buckingham, E. (1907). Studies of the movement of soil moisture. *Bulletin No. 38, U.S. Department of Agriculture, Bureau of Soils, Washington, DC.*
- Burger, C. A. et Shackelford, C. D. (2001). Evaluating dual porosity of pelletized diatomaceous earth using bimodal soil-water characteristic curve functions. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(1), 53-66. <https://doi.org/10.1139/cgj-38-1-53>
- Burger, J. a. et Zipper, C. E. (2011). How to Restore Forests on Surface-Mined Land. *Virginia Cooperative Extension Service*, 460(123), 1-20. www.ext.vt.edu

- Bussière, B. (1999). * tude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclin es à l'aide de mod lisations physiques et numériques* [ cole Polytechnique De Montréal].
- Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019-1052. <https://doi.org/10.1139/T07-040>
- Bussière, B. et Aubertin, M. (1999). Clean tailings as cover materials for preventing acid mine drainage -An in situ experiment. Dans *Minining and Environment-Acidic drainage* (p. 19-28). <http://pdf.library.laurentian.ca/medb/conf/Sudbury99/AcidicDrainage/AD3.PDF>
- Bussière, B., Aubertin, M. et Chapuis, R. P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 512-535. <https://doi.org/10.1139/t03-001>
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. et Chapuis, R. P. (2007a). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265. <https://doi.org/10.1139/t06-120>
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. et Chapuis, R. P. (2007b). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265. <https://doi.org/10.1139/T06-120>
- Bussière, B., Demers, I., Charron, P. et Bossé, B. (2017). *Analyse de risques et de vuln rabilit s liés aux changements climatiques pour le secteur minier québécois*. <https://mrnf.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/analyse-changements-climatiques-secteur-minier.pdf>
- Bussière, B. et Guittonny, M. (2020). *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine* (First edit). CRC Press. <https://www.routledge.com/Hard-Rock-Mine-Reclamation-From-Prediction-to-Management-of-Acid-Mine-Drainage/Bussiere-Guittonny/p/book/9781138054516>
- Bussière, B., Pabst, T., Bresson,  ., Guittonny, M., Demers, I. et Hotton, G. (2022). *Guide de bonnes pratiques en restauration minière dans un contexte de changements climatiques Rapport PU-2020-11-1348*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/Industriel/secteur-minier/guide-bonnes-pratiques-restauration-minière.pdf>
- Cabugao, K. G., Yaffar, D., Stenson, N., Childs, J., Phillips, J., Mayes, M. A., Yang, X., Weston, D. J. et Norby, R. J. (2021). Bringing function to structure: Root–soil interactions shaping

- phosphatase activity throughout a soil profile in Puerto Rico. *Ecology and Evolution*, 11(3), 1150-1164. <https://doi.org/10.1002/ece3.7036>
- Cai, G., Vanderborght, J., Couvreur, V., Mboh, C. M. et Vereecken, H. (2018). Parameterization of Root Water Uptake Models Considering Dynamic Root Distributions and Water Uptake Compensation. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 160125. <https://doi.org/10.2136/vzj2016.12.0125>
- Campbell, M. D., Gee, G. W., Kirkham, R. R., Phillips, S. J. et Wing, N. R. (1991). Water balance lysimetry at a nuclear waste site. Dans *Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements* (p. 125-132).
- Canadell, J., Jackson, R. B., Ehleringer, J. B., Mooney, H. A., Sala, O. E. et Schulze, E.-D. (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*, 108(4), 583-595. <https://doi.org/10.1007/BF00329030>
- Cejpek, J., Kuráž, V., Vindušková, O. et Frouz, J. (2018). Water regime of reclaimed and unreclaimed post-mining sites. *Ecohydrology*, 11(6), 1-9. <https://doi.org/10.1002/eco.1911>
- Celia, M. A., Bouloutas, E. T. et Zarba, R. L. (1990). A general mass-conservative numerical solution for the unsaturated flow equation. *Water Resources Research*, 26(7), 1483-1496. <https://doi.org/10.1029/WR026I007P01483>
- Chapin, F. S., Matson, P. A. et Vitousek, P. M. (2011). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>
- Chapin III, F. S., Autumn, K. et Pugnaire, F. (s. d.). *Evolution of Suites of Traits in Response to Environmental Stress*. *The American Naturalist*, 142. The University of Chicago Press/The American Society of Naturalists. <https://doi.org/10.2307/2462710>
- Chapuis, R. P. (2012). Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 71(3), 401-434. <https://doi.org/10.1007/s10064-012-0418-7>
- Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B. et Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045), 1024-1026. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1206432/SUPPL_FILE/CHEN.SOM.PDF
- Chen, Y., Gao, Y., Ng, C. W. W. et Guo, H. (2021). Bio-improved hydraulic properties of sand treated by soybean urease induced carbonate precipitation and its application Part 1: Water retention ability. *Transportation Geotechnics*, 27, 100489.

<https://doi.org/10.1016/j.trgeo.2020.100489>

- Chevé, N., Guittonny, M. et Bussière, B. (2018). Water Budget of Field Experimental Cells with Vegetated and Non-Vegetated Soil Layers Placed on Waste Rock. Dans *Mine Closure 2018* (p. 549-562).
- Childs, E. C. et Collis-George, N. (1948). Soil geometry and soilwater equilibria. *Faraday Society*, 3, 78–85.
- Chu, H., Baldocchi, D. D., Poindexter, C., Abraha, M., Desai, A. R., Bohrer, G., Arain, M. A., Griffis, T., Blanken, P. D., O'Halloran, T. L., Thomas, R. Q., Zhang, Q., Burns, S. P., Frank, J. M., Christian, D., Brown, S., Black, T. A., Gough, C. M., Law, B. E., ... Martin, T. A. (2018). Temporal Dynamics of Aerodynamic Canopy Height Derived From Eddy Covariance Momentum Flux Data Across North American Flux Networks. *Geophysical Research Letters*, 45(17), 9275-9287. <https://doi.org/10.1029/2018GL079306>
- Clark, E. V. et Zipper, C. E. (2016). Vegetation influences near-surface hydrological characteristics on a surface coal mine in eastern USA. *Catena*, 139, 241-249. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.004>
- Collin, M. et Rasmuson, A. (1988). A Comparison of Gas Diffusivity Models for Unsaturated Porous Media. *Soil Science Society of America Journal*, 52(6), 1559-1565. <https://doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200060007x>
- Conesa, H. M., García, G., Faz, Á. et Arnaldos, R. (2007). Dynamics of metal tolerant plant communities' development in mine tailings from the Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain) and their interest for further revegetation purposes. *Chemosphere*, 68(6), 1180-1185. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2007.01.072>
- Corcoran, M. K., Gray, D. H., Biedenharn, D., Little, C. D., Leech, J. R., Pinkard, F., Bailey, P. et Lee, L. T. (2010). *Literature Review: Vegetation on Levees. Technical Report Number ERDC SR-10-2.*
- Corey, A. T. (1957). Measurement of Water and Air Permeability in Unsaturated Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 21(1), 7-10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1957.03615995002100010003x>
- Corey, A. T. et Kemper, W. D. (1961). Concept of total potential in water and its limitations. *Soil Science Journal*, 91(5), 299–305.
- Corey, A. T., Slayter, R. O. et Kemper, W. D. (1967). Comparative terminologies for water in the

- soil-plant-atmosphere system. Dans R. M. Hagan (dir.), *Irrigation in Agricultural Soils* (chap. 22). American Society of Agronomy.
- Cosset, G. (2009). *Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux : essais en colonne et simulations numériques* [École Polytechnique De Montréal].
- Crawford, R. M. M. (2003). Paludification and Forest Retreat in Northern Oceanic Environments. *Annals of Botany*, 91(2), 213-226. <https://doi.org/10.1093/aob/mcf185>
- Cui, Y.-J. et Zornberg, J. G. (2008). Water Balance and Evapotranspiration Monitoring in Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. *Geotechnical and Geological Engineering*, 26(6), 783-798. <https://doi.org/10.1007/s10706-008-9198-z>
- Cunniff, J., Purdy, S. J., Barraclough, T. J. P., Castle, M., Maddison, A. L., Jones, L. E., Shield, I. F., Gregory, A. S. et Karp, A. (2015). High yielding biomass genotypes of willow (*Salix* spp.) show differences in below ground biomass allocation. *Biomass and Bioenergy*, 80(0), 114-127. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.04.020>
- Dagenais, A.-M. (2005). *Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires (Techniques to control acid mine drainage based on capillary barrier effects)* [École Polytechnique De Montréal].
- Dagenais, A.-M., Aubertain, M., Bussière, B. et Vincent, M. (2005). Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage. Dans *Post-Mining* (p. 16-17).
- Dagenais, A.-M., Aubertin, M. et Bussière, B. (2006). Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table. Dans *7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (p. 405-420). The American Society of Mining and Reclamation. <https://www.asmr.us/Portals/0/Documents/Conference-Proceedings/2006/0405-Dagenais.pdf>
- Daniel, D. et Koerner, R. (2007). *Waste Containment Facilities: Guidance for Construction Quality Assurance and Construction Quality Control of Liner and Cover Systems* (second). American Society of Civil Engineers. <https://doi.org/10.1061/9780784408599>
- de Oliveira, R. A., Ramos, M. M. et de Aquino, L. A. (2015). Irrigation Management. Dans *Sugarcane* (p. 161-183). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802239-9.00008-6>
- DeJong, J., Tibbett, M. et 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., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Bouda, M., Bois, D. et Gagnon, M. (2015a). Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes , part 1 : Material characterization and laboratory kinetic testing. *Minerals Engineering*, 76, 109-116. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.10.015>
- Demers, I., Bouda, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bois, D. et Gagnon, M. (2015b). Valorization of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 2: Field experimentation. *Minerals Engineering*, 76, 117-125. <https://doi.org/10.1016/J.MINENG.2014.10.020>
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M. et Blier, A. (2008). Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 21(4), 317-329. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.006>
- Demers, I., Bussière, B., Rousselle, M., Aubertin, M., Pabst, T. et Lacroix, R. (2013). Laboratory evaluation of reclamation scenarios for the spillage areas of the abandoned Manitou site using Goldex tailings. Dans *The 23rd World Mining Congress*.
- Deng, Y., Yao, Y., Zhao, Y., Luo, D., Cao, B., Kuang, X. et Zheng, C. (2023). Impact of climate change on the long-term water balance in the Yarlung Zangbo basin. *Frontiers in Earth Science*, 11(March). <https://doi.org/10.3389/feart.2023.1107809>
- Devitt, D. A. et Smith, S. D. (2002). Root channel macropores enhance downward movement of water in a Mojave Desert ecosystem. *Journal of Arid Environments*, 50(1), 99-108. <https://doi.org/10.1006/JARE.2001.0853>
- Diallo, M. L. (2023). *Effet des racines mortes sur les propriétés hydrogéotechniques des résidus utilisés comme matériaux de recouvrement sur le site minier Manitou* [Polytechnique Montréal].
- Dinu, L., Stefanescu, M., Balaiu, I., Cosma, C., Cristea, I. et Badescu, V. (2014). ACID mine water treatment using the high density sludge technology. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 15(4), 1700-1717.
- Dobchuk, B. S. (2002). *Evaluation of the Effectiveness of a Desulphurized Tailings Cover at Detour Lake Mine* [University of Saskatchewan]. <https://harvest.usask.ca/handle/10388/etd->

07162012-093651

- Dobchuk, B. S., Nichol, C., Wilson, G. W. et Aubertin, M. (2013). Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. *Canadian Geotechnical Journal*, 50(7), 777-792. <https://doi.org/10.1139/cgj-2012-0119>
- Dunkerley, D. L. (2000). Measuring Interception Loss and Canopy Storage in Dryland Vegetation: a Brief Review and Evaluation of Available Research Strategies. *Hydrological Processes*, 669-678. <https://research.monash.edu/en/publications/measuring-interception-loss-and-canopy-storage-in-dryland-vegetat>
- Dunne, T. (1978). Field studies of hillslope flow processes. Dans M. J. Kirkby (dir.), *Hillslope Hydrology* (chap. 7, p. 227-293). John Wiley & Sons. https://www.researchgate.net/profile/Thomas_Dunne2/publication/243780862_Field_Studies_of_Hillslope_Flow_Processes/links/55b6de3b08aec0e5f437fbe6.pdf
- Durner, W. (1994). Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resources Research*, 30(2), 211-223. <https://doi.org/10.1029/93WR02676>
- Edlefsen, N. E. et Anderson, A. B. C. (1943). Thermodynamics of soil moisture. *Hilgardia*, 15, 31-298.
- Encyclopaedia of National Geographic Society. (2011). *Growing season*. <https://www.nationalgeographic.org/encyclopedia/growing-season/>
- Ericsson, T. (1995). Growth and shoot: root ratio of seedlings in relation to nutrient availability. Dans *Nutrient Uptake and Cycling in Forest Ecosystems* (p. 205-214). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0455-5_23
- Ethier, M.-P. (2018). *Évaluation De La Performance D'Un Système De Recouvrement Monocouche Avec Nappe Surélevée Pour La Restauration D'Un Parc À Résidus Miniers Abandonné* [Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. <http://depositum.uqat.ca/762/1/Ethier.pdf>
- Ethier, M.-P., Bussière, B., Broda, S. et Aubertin, M. (2017). 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>
- Evett, S. R., Prueger, J. H. et Tolk, J. A. (2012). Water and Energy Balances in the Soil-Plant-Atmosphere Continuum. Dans P. M. Huang, Y. Li et M. E. Sumner (dir.), *Handbook of Soil*

- Sciences: Properties and Processes* (Second edi, chap. 6). CRC Press.
<https://doi.org/doi:10.1201/b11267-8>
- FAO. (1985). Soil and water. Dans *Irrigation Water Management: Training Manual No. 1 - Introduction to Irrigation* (chap. 2). FAO. <http://www.fao.org/3/r4082e/r4082e03.htm>
- Farthing, M. W. et Ogden, F. L. (2017). Numerical Solution of Richards' Equation: A Review of Advances and Challenges. *Soil Science Society of America Journal*, 81(6), 1257-1269.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2017.02.0058>
- Feddes, R. A., Hoff, H., Bruen, M., Dawson, T., Rosnay, P. De, Dirmeyer, P., Jackson, R. B., Kabat, P., Kleidon, A., Lilly, A. et Pitman, A. J. (2001). Modeling Root Water Uptake in Hydrological and Climate Models. *Bulletin of the American Meteorological Society*, (May), 2797-2809.
- Fei, S., Desprez, J. M., Potter, K. M., Jo, I., Knott, J. A. et Oswald, C. M. (2017). Divergence of species responses to climate change. *Science Advances*, 3(5).
https://doi.org/10.1126/SCIADV.1603055/SUPPL_FILE/1603055_SM.PDF
- Fei, X., Fang, M. et Wang, Y. (2021). *Climate change affects land-disposed waste*, 11(December), 1004-1005. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01220-5>
- Feldman, L. J. (1984). The development and dynamics of the root apical meristem. *American Journal of Botany*, 71(9), 1308-1314. <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1984.tb11987.x>
- Fisher, J. B., Whittaker, R. J. et Malhi, Y. (2011). ET come home: potential evapotranspiration in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 1-18.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00578.x>
- Flint, A. L., Flint, L. E., Kwicklis, E. M., Bodvarsson, G. S. et Fabryka-Martin, J. M. (2001). Hydrology of Yucca Mountain, Nevada. *Reviews of Geophysics*, 39(4), 447-470.
<https://doi.org/10.1029/1999RG000075>
- Fontana, M., Collin, A., Courchesne, F., Labrecque, M. et Bélanger, N. (2020). Root System Architecture of *Salix miyabeana* "SX67" and Relationships with Aboveground Biomass Yields. *BioEnergy Research*, 13(1), 183-196. <https://doi.org/10.1007/s12155-019-10062-1>
- Forsling, C. L. (1931). A study of the influence of herbaceous plant cover on surface run-off and soil erosion in relation to grazing on the Wasatch Plateau in Utah. *Technical Bulletin of the United States Departement of Agriculture*, (220).
<https://doi.org/10.2134/agronj1931.00021962002300100005x>

- Fraser, S. (2014). *Evaluating the Influence of Vegetation on Evapotranspiration* [McMaster University].
- Frédette, C., Labrecque, M., Comeau, Y. et Brisson, J. (2019). Willows for environmental projects: A literature review of results on evapotranspiration rate and its driving factors across the genus *Salix*. *Journal of Environmental Management*, 246(January), 526-537. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.010>
- Fredlund, D. G., Rahardjo, H. et Fredlund, M. D. (2012). *Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice*. John Wiley & Sons, Inc.
- Fredlund, D. G., Sheng, D. et Zhao, J. (2011). Estimation of soil suction from the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 48(2), 186-198. <https://doi.org/10.1139/T10-060/ASSET/IMAGES/LARGE/T10-060F12.JPEG>
- Fredlund, D. G. et Xing, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), 521-532. <https://doi.org/10.1139/t94-061>
- Fredlund, D. G., Xing, A. et Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(3), 521-532.
- Garcia-Bengochea, I. et Lovell, C. W. (1981). Correlative Measurements of Pore Size Distribution and Permeability in Soils. Dans *Permeability and Groundwater Contaminant Transport* (p. 137-137-14). ASTM International. <https://doi.org/10.1520/STP28321S>
- Gardner, W. R. et Widtsoe, J. A. (1921). The movement of soil moisture. *Soil Science Journal*, 11, 215-232.
- Gameau, P. O., Consultants, K., Albano O, A. K. et Moore Newmont Boddington Gold, A. W. (2016). *Cover system performance-using numerical modelling to optimise monitoring systems*.
- Geo-Slope. (2018). *Heat and Mass Transfer Modeling with GeoStudio*. GEOSLOPE International Ltd.
- Gerke, H. H. et van Genuchten, M. T. (1996). Macroscopic representation of structural geometry for simulating water and solute movement in dual-porosity media. *Advances in Water Resources*, 19(6), 343-357. [https://doi.org/10.1016/0309-1708\(96\)00012-7](https://doi.org/10.1016/0309-1708(96)00012-7)
- Ghestem, M., Sidle, R. C. et 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>

- Gobron, N. (2008). Leaf Area Index (LAI). *Terrestrial Essential Climate Variables for Climate Change Assessment, Mitigation and Adaptation, GTOS*, 52.
- Gorakhki, M. H. et Bareither, C. A. (2017). Sustainable Reuse of Mine Tailings and Waste Rock as Water-Balance Covers. *Minerals*, 7(7), 128. <https://doi.org/10.3390/min7070128>
- Government of Canada. (2024). *National climate archives*. <http://climate.weather.gc.ca/>
- Grelle, A., Lundberg, A., Lindroth, A. et More, A. (1997). *Evaporation components of a boreal forest: variations during the growing season*, 197, 70-87.
- Grevers, M. C. J. et Jong, E. D. E. (1990). The characterization of soil macroporosity of a clay soil under ten grasses using image analysis. *Canadian Journal of Soil Science*, 93-103.
- Griffiths, M., Wang, X., Dhakal, K., Guo, H., Seethepalli, A., Kang, Y. et York, L. M. (2022). Interactions among rooting traits for deep water and nitrogen uptake in upland and lowland ecotypes of switchgrass (*Panicum virgatum* L.). *Journal of Experimental Botany*, 73(3), 967-979. <https://doi.org/10.1093/JXB/ERAB437>
- Guillonny-Larchevêque, M., Bussière, B. et Pednault, C. (2016a). Tree-Substrate Water Relations and Root Development in Tree Plantations Used for Mine Tailings Reclamation. *Journal of Environmental Quality*, 45(3), 1036-1045. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.09.0477>
- Guillonny-Larchevêque, M., Dallaire, A. et Lortie, S. (2016b). Fast-growing willow development on acidic mining wastes for rapid greening purposes. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 11(5), 708-718. <https://doi.org/10.2495/SDP-V11-N5-708-718>
- Guillonny-Larchevêque, M., Desrochers, A., Bussière, B., Cartier, H. et David, J.-S. (2013). Revegetation of Non-Acid-Generating, Thickened Tailings with Boreal Trees: A Greenhouse Study. *Journal of Environmental Quality*, 42(2), 351-360. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0111>
- Guillonny-Larchevêque, M. et Lortie, S. (2017). Above- and Belowground Development of a Fast-Growing Willow Planted in Acid-Generating Mine Technosol. *Journal of Environmental Quality*, 46(6), 1462-1471. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.03.0128>
- Guillonny-Larchevêque, M., Meddeb, Y. et Barrette, D. (2016c). Can graminoids used for mine tailings revegetation improve substrate structure? *Botany*, 94(11), 1053-1061. <https://doi.org/10.1139/cjb-2016-0015>
- Guillonny, M., Bussière, B., Chevê, N., Mangane, B. et Duclos, M. (2019). Effects of Revegetation

- and Its Supporting Layers on the Water Budget of Waste Rocks. Dans *Geo-Environmental Engineering*. Concordia University.
- Guittouny, M., Bussière, B., Maqsoud, A., Proteau, A., Ben Khouya, T. et Botula, Y.-D. (2018a). Colonisation racinaire dans les recouvrements miniers et impact sur leur fonctionnement. Dans *Proceedings of Symposium of Mines and the Environment*.
- Guittouny, M., Bussière, B., Maqsoud, A., Proteau, A., Khouya, B. T. et Botula, Y.-D. (2018b). Root colonization of mine covers and impact on their functioning. Dans *6th Symposium on Mines and the environment*. 6th Symposium on Mines and the environment.
- Gutierrez, J., Hernandez, I. I. et Narro, A. A. (1996). *Runoff and interrill erosion as affected by grass cover in a semi-arid rangeland of northern Mexico*, 287-295.
- Handel, S. N., Robinson, G. R., Parsons, W. F. J. et Mattei, J. H. (1997). Restoration of Woody Plants to Capped Landfills: Root Dynamics in an Engineered Soil. *Restoration Ecology*, 5(2), 178-186. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.09721.x>
- Hangs, R. D., Schoenau, J. J., Van Rees, K. C. J. et Steppuhn, H. (2011). Examining the salt tolerance of willow (*Salix* spp.) bioenergy species for use on salt-affected agricultural lands. *Canadian Journal of Plant Science*, 91(3), 509-517. <https://doi.org/10.4141/cjps10135>
- Harada, E., Hokura, A., Nakai, I., Terada, Y., Baba, K., Yazaki, K., Shiono, M., Mizuno, N. et Mizuno, T. (2011). Assessment of willow (*Salix* sp.) as a woody heavy metal accumulator: field survey and in vivo X-ray analyses. *Metallomics*, 3(12), 1340. <https://doi.org/10.1039/c1mt00102g>
- Hatfield, J. L. et Prueger, J. H. (2015). Temperature extremes: Effect on plant growth and development. *Weather and Climate Extremes*, 10, 4-10. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2015.08.001>
- Hauser, V. L. (2008). *Evapotranspiration Covers for Landfills and Waste Sites - 1st Edition*. CRC Press. <https://www.routledge.com/Evapotranspiration-Covers-for-Landfills-and-Waste-Sites/Hauser/p/book/9781420086515>
- Hay, W. W. (2021). *Experimenting on a Small Planet A History of Scientific Discoveries, a Future of Climate Change and Global Warming*. *Experimenting on a Small Planet*. Springer. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-76339-8>
- He, Z. et Pomeroy, J. W. (2023). Assessing hydrological sensitivity to future climate change over the Canadian southern boreal forest. *Journal of Hydrology*, 624(June), 129897.

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129897>

- Hey, C. (2018). *Municipal Biosolids Capillary Barrier Covers for Reactive Mine Tailings* [Carleton University].
- Hillel, D. (1982). *Introduction to Soil Physics. Vadose Zone Journal* (vol. 5). Academic Press.
<https://doi.org/10.2136/vzj2006.0013br>
- Hillel, D. et Talpaz, H. (1977). Simulation of soil water dynamics in layered soils. *Soil Science*, 123(1), 54-62. <https://doi.org/10.1097/00010694-197701000-00007>
- Hogg, E. H., Price, D. T. et Black, T. A. (2000). Postulated feedbacks of deciduous forest phenology on seasonal climate patterns in the Western Canadian interior. *Journal of Climate*, 13(24), 4229-4243. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2000\)013<4229:PFODFP>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013<4229:PFODFP>2.0.CO;2)
- Hotton, G. (2019). *Influence des changements climatiques sur la performance de couverture à effets de barrière capillaire : étude du cas Lorraine* [Polytechnique Montréal].
- Hotton, G., Bussière, B., Pabst, T., Bresson, É. et Roy, P. (2020). Influence of climate change on the ability of a cover with capillary barrier effects to control acid generation. *Hydrogeology Journal*, 28, 763-779. <https://doi.org/10.1007/s10040-019-02084-y>
- Huang, M., Barbour, S. L., Elshorbagy, A., Zettl, J. D. et Cheng Si, B. (2011). Infiltration and drainage processes in multi-layered coarse soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 91(2), 169-183. <https://doi.org/10.4141/cjss09118>
- Hutchings, T. R., Moffat, A. J. et Kemp, R. A. (2001). Effects of rooting and tree growth of selected woodland species on cap integrity in a mineral capped landfill site. *Waste Management & Research*, 19(3), 194-200. <https://doi.org/10.1177/0734242X0101900302>
- IAMGOLD. (2009). *NI 43-101 Technical Report Québec , Canada Prepared by IAMGOLD Technical Services*, (February).
- Illés, Z. et Nagy, L. (2022). Effect of climate change on earthworks of infrastructure: statistical evaluation of the cause of dike pavement cracks. *Geoenvironmental Disasters*, 9(1), 1-17. <https://doi.org/10.1186/s40677-022-00221-6>
- INAP. (2017). *Global Cover System Design*.
- IPCC. (2023). *Sections. In: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]*. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>

- Isabelle, P. E., Nadeau, D. F., Anctil, F., Rousseau, A. N., Jutras, S. et Music, B. (2020). Impacts of high precipitation on the energy and water budgets of a humid boreal forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 280(April 2019), 107813. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107813>
- Iskandar, I., Suryaningtyas, D. T., Baskoro, D. P. T., Budi, S. W., Gozali, I., Suryanto, A., Kirmi, H. et Dultz, S. (2022). Revegetation as a driver of chemical and physical soil property changes in a post-mining landscape of East Kalimantan: A chronosequence study. *Catena*, 215, 106355. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2022.106355>
- Jalabert, J. (2024). *Modélisation du bilan hydrique de cellules expérimentales de roches stériles avec ou sans recouvrement végétalisé* [Polytechnique Montréal].
- Jalilzadeh, H. (2019). *Field Performance and Water Balance Predictions of Evapotranspirative Landfill Biocovers*. <https://prism.ucalgary.ca/handle/1880/111000>
- Jassogne, L., McNeill, A. et 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>
- Jensen, M. E., Burman, R. D. et Allen, R. G. (1990). *Evapotranspiration and Irrigation Water Requirements*. American Society of Civil Engineers.
- Jerbi, A., Nissim, W. G., Fluet, R. et Labrecque, M. (2015). Willow Root Development and Morphology Changes Under Different Irrigation and Fertilization Regimes in a Vegetation Filter. *Bioenergy Research*, 8(2), 775-787. <https://doi.org/10.1007/s12155-014-9550-5>
- Jiang, X. J., Liu, W., Chen, C., Liu, J., Yuan, Z. Q., Jin, B. et Yu, X. (2018). Effects of three morphometric features of roots on soil water flow behavior in three sites in China. *Geoderma*, 320, 161-171. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2018.01.035>
- Jonasson, S. (1983). The point intercept method for non-destructive estimation of biomass. *Phytocoenologia*, 11(3), 385-388. <https://doi.org/10.1127/PHYTO/11/1983/385>
- Jotisankasa, A. et Sirirattanachat, T. (2017). Effects of grass roots on soil-water retention curve and permeability function1. <https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0281>, 54(11), 1612-1622. <https://doi.org/10.1139/CGJ-2016-0281>
- Jourgholami, M., Karami, S., Tavankar, F., Lo Monaco, A. et Picchio, R. (2021). Effects of slope gradient on runoff and sediment yield on machine-induced compacted soil in temperate forests. *Forests*, 12(1), 1-19. <https://doi.org/10.3390/f12010049>

- Judd, L., Jackson, B. et Fonteno, W. (2015). Advancements in Root Growth Measurement Technologies and Observation Capabilities for Container-Grown Plants. *Plants*, 4(3), 369-392. <https://doi.org/10.3390/plants4030369>
- Kalonji-Kabambi, A. (2014). *Étude du comportement hydrogéologique de couverture avec effets de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers*, [Département des génies civil, géologique et des mines. Polytechnique Montréal.]. [https://depositum.uqat.ca/id/eprint/625/1/Kalonji%2C Alex Kabambi.pdf](https://depositum.uqat.ca/id/eprint/625/1/Kalonji%2C%20Alex%20Kabambi.pdf)
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B. et Demers, I. (2017). Hydrogeological Behaviour of Covers with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35(3), 1199-1220. <https://doi.org/10.1007/s10706-017-0174-3>
- Kandalai, S., John, N. J. et Patel, A. (2023). Effects of Climate Change on Geotechnical Infrastructures — state of the art. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(7), 16878-16904. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24788-7>
- Kang, S., van Iersel, M. W., et Kim, J. (2019). Plant root growth affects FDR soil moisture sensor calibration. *Scientia Horticulturae*, 252, 208-211. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.03.050>
- Keith, C. N. et Vaughan, D. J. (2000). Mechanisms and rates of sulphide oxidation in relation to the problems of acid rock (mine) drainage. *Environmental mineralogy: microbial interactions, anthropogenic influences, contaminated land and waste management*, 117-139. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20053101156>
- Khalilzad, M., Gabr, M. A. et Hynes, M. E. (2014). Effects of Woody Vegetation on Seepage-Induced Deformation and Related Limit State Analysis of Levees. *International Journal of Geomechanics*, 14(2), 302-312. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GM.1943-5622.0000304](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GM.1943-5622.0000304)
- Khire, M. V. (2016). *Geoclimatic Design of Water Balance Covers for Municipal Solid Waste Landfills in Texas*.
- Khire, M. V., Benson, C. H. et Bosscher, P. J. (1997a). Water Balance Modeling of Earthen Final Covers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 123(8), 744-754. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(1997\)123:8\(744\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(1997)123:8(744))
- Khire, M. V., Benson, C. H. et Bosscher, P. J. (1997b). *Water balance of two earthen landfill caps in a semi-arid climate*. Récupéré le 5 avril 2020 de https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:29041343

- Khire, M. V., Benson, C. H. et 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. et 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))
- Kirkham, M. B. (2005). Field Capacity, Wilting Point, Available Water, and the Non-Limiting Water Range. Dans *Principles of Soil and Plant Water Relations* (p. 101-115). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012409751-3/50008-6>
- Kozlowski, T. T. (1971). Growth and development of trees. Volume II. Cambial growth, root growth, and reproduction growth. *Growth and development of trees. Volume II. Cambial growth, root growth, and reproduction growth*. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19710601998>
- Krishnamurthy, K. V. (2015). *Growth and Development in Plants*. Scientific Publishers. [https://books.google.ca/books?id=MN44DwAAQBAJ&pg=PA483&lpg=PA483&dq=Alpine+and+arctic+species+have+low+minima,+optima,+and+maxima+while+tropical+species+have+much+higher+cardinal+temperatures.&source=bl&ots=H6AOWZ-vN_&sig=ACfU3U0mbuL2zaA5Er33kLUzifoThSH1Wg&hl=fr&sa=X&ved=2ahUKEwi88_S1v4DuAhXyQ98KHSj8Bh0Q6AEwAHoECAEQAg#v=onepage&q=Alpine and arctic species have low minima%2C optima%2C and maxima while tropical species have much higher cardinal temperatures.&f=false](https://books.google.ca/books?id=MN44DwAAQBAJ&pg=PA483&lpg=PA483&dq=Alpine+and+arctic+species+have+low+minima,+optima,+and+maxima+while+tropical+species+have+much+higher+cardinal+temperatures.&source=bl&ots=H6AOWZ-vN_&sig=ACfU3U0mbuL2zaA5Er33kLUzifoThSH1Wg&hl=fr&sa=X&ved=2ahUKEwi88_S1v4DuAhXyQ98KHSj8Bh0Q6AEwAHoECAEQAg#v=onepage&q=Alpine+and+arctic+species+have+low+minima%2C+optima%2C+and+maxima+while+tropical+species+have+much+higher+cardinal+temperatures.&f=false)
- Kumar, R., Shankar, V. et Jat, M. K. (2015). Evaluation of root water uptake models - A review. *ISH Journal of Hydraulic Engineering*, 21(2), 115-124. <https://doi.org/10.1080/09715010.2014.981955>
- Labonté-Raymond, P., Pabst, T., Bussière, B. et Bresson,  . (2020). Impact of climate change on extreme rainfall events and surface water management at mine waste storage facilities. *Journal of Hydrology*, 590(March), 125383. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125383>
- Lamoureux, S., Straker, J., Barbour, L. et OKane, M. (2012). Enhancing the Understanding for the Influence of Vegetation on Cover System Performance in a Canadian Mining Context. *9th International Conference on Acid Rock Drainage*.
- Larcher, W. (2003). *Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of*

functional groups. Springer. <https://www.springer.com/gp/book/9783540435167>

- Larochelle, C. G. (2018). *Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire* [École Polytechnique de Montréal].
- Larochelle, C. G., Bussière, B. et Pabst, T. (2019). Acid-Generating Waste Rocks as Capillary Break Layers in Covers with Capillary Barrier Effects for Mine Site Reclamation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230(3), 57. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4114-0>
- Lassabatere, L., Yilmaz, D., Peyrard, X., Peyneau, P. E., Lenoir, T., Šimůnek, J. et Angulo-Jaramillo, R. (2014). New Analytical Model for Cumulative Infiltration into Dual-Permeability Soils. *Vadose Zone Journal*, 13(12), vzj2013.10.0181. <https://doi.org/10.2136/vzj2013.10.0181>
- Lessard, F., Bussière, B., Côté, J., Benzaazoua, M., Boulanger-Martel, V. et Marcoux, L. (2018). Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 2 desulphurized tailings as cover material. *Journal of Cleaner Production*, 186, 883-893. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.132>
- Leung, A. K., Garg, A. et Ng, C. W. W. (2015). Effects of plant roots on soil-water retention and induced suction in vegetated soil. *Engineering Geology*, 193, 183-197. <https://doi.org/10.1016/J.ENGGEOL.2015.04.017>
- Li, X., Chang, S. X. et Salifu, K. F. (2014). Soil texture and layering effects on water and salt dynamics in the presence of a water table: a review. *Environmental Reviews*, 22(1), 41-50. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0035>
- Li, Y. et Ghodrati, M. (1994). Preferential Transport of Nitrate through Soil Columns Containing Root Channels. *Soil Science Society of America Journal*, 58(3), 653-659. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800030003x>
- Lieber, E. (2019). *Influence des facteurs climatiques sur la performance de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche* [École Polytechnique De Montréal].
- Lieber, E., Demers, I. et Pabst, T. (2018). Effect of climate change on the performance of a monolayer cover combined with an elevated water table to prevent acid mine drainage. Dans *GeoEdmonton 2018*.
- Lieber, E., Demers, I. et Pabst, T. (2022). Simulating the effect of climate change on performance of a monolayer cover combined with an elevated water table placed on acid-generating mine

- tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 59, 558-568. <https://doi.org/10.1139/cgj-2020-0622>
- Lieffers, V. J. et Rothwell, R. L. (1987). Rooting of peatland black spruce and tamarack in relation to depth of water table. *Canadian Journal of Botany*, 65(5), 817-821. <https://doi.org/10.1139/b87-111>
- Liu, J. L., Cheng, F. Y., Munger, W., Jiang, P., Whitby, T. G., Chen, S. Y., Ji, W. W. et Man, X. L. (2020). Precipitation extremes influence patterns and partitioning of evapotranspiration and transpiration in a deciduous boreal larch forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 287, 107936. <https://doi.org/10.1016/J.AGRFORMET.2020.107936>
- Liu, Q., Yasufuku, N., Miao, J. et Ren, J. (2014). An approach for quick estimation of maximum height of capillary rise. *Soils and Foundations*, 54(6), 1241-1245. <https://doi.org/10.1016/j.sandf.2014.11.017>
- Liu, Y., Tian, F., Jia, P., Zhang, J., Hou, F. et Wu, G.-L. (2017). Leguminous species sequester more carbon than gramineous species in cultivated grasslands of a semi-arid area. *Solid Earth*, 8(1), 83-91. <https://doi.org/10.5194/se-8-83-2017>
- Loch, R. J. (2000). Effects of vegetation cover on runoff and erosion under simulated rain and overland flow on a rehabilitated site on the Meandu Mine, Tarong, Queensland. *Australian Journal of Soil Research*, 38(2), 299-312. <https://doi.org/10.1071/SR99030>
- Logsdon, S., Berli, M. et Horn, R. (2013). Quantifying and Modeling Soil Structure Dynamics. *Quantifying and Modeling Soil Structure Dynamics*, 3, 1-9. <https://doi.org/10.2134/ADVAGRICSYSTMDEL3.C1>
- Lu, J., Sun, G., McNulty, S. G. et Amatya, D. M. (2007). A comparison of six potential comparison evapotranspiration methods for regional use in the South-eastern United States. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(3), 621-633. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03759.x>
- Lu, J., Zhang, Q., Werner, A. D., Li, Y., Jiang, S. et Tan, Z. (2020). Root-induced changes of soil hydraulic properties – A review. *Journal of Hydrology*, 589, 125203. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2020.125203>
- Ma, Y., Feng, S., Zhan, H., Liu, X., Su, D., Kang, S. et Song, X. (2011). Water Infiltration in Layered Soils with Air Entrapment: Modified Green-Ampt Model and Experimental Validation. *Journal of Hydrologic Engineering*, 16(8), 628-638. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000360](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000360)

- Makkink, G. F. (1959). Limitations and perspectives of lysimeter research. Dans *Colloque de Hannoversch-Muenden 8-14 September 1959= Symposium of Hannoversch-Muenden* (p. 13-25).
- Martínez-Murillo, J. F. et Ruiz-Sinoga, J. D. (2007). Seasonal changes in the hydrological and erosional response of a hillslope under dry-Mediterranean climatic conditions (Montes de Málaga, South of Spain). *Geomorphology*, 88(1-2), 69-83. <https://doi.org/10.1016/J.GEOMORPH.2006.10.015>
- Masrouri, F., Bicalho, K. V. et Kawai, K. (2008). Laboratory Hydraulic Testing in Unsaturated Soils. *Geotechnical and Geological Engineering*, 26(6), 691-704. <https://doi.org/10.1007/s10706-008-9202-7>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P. et Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20(3), 235-259. <https://doi.org/10.1023/A:1016046214724>
- Mbonimpa, M., Bouda, M., Demers, I., Benzaazoua, M., Bois, D. et Gagnon, M. (2016). Preliminary geotechnical assessment of the potential use of mixtures of soil and acid mine drainage neutralization sludge as materials for the moisture retention layer of covers with capillary barrier effects. *Canadian Geotechnical Journal*, 53(5), 828-838. <https://doi.org/10.1139/cgj-2014-0319>
- McCartney, J. S. et Zornberg, J. G. (2010). Effects of infiltration and evaporation on geosynthetic capillary barrier performance. *Canadian Geotechnical Journal*, 47(11), 1201-1213. <https://doi.org/10.1139/T10-024>
- McMichael, B. L. et Quisenberry, J. E. (1993). The impact of the soil environment on the growth of root systems. *Environmental and Experimental Botany*, 33(1), 53-61. <https://naldc.nal.usda.gov/download/34787/PDF>
- Mcmillan, A. M. S. et Goulden, M. L. (2008). Age-dependent variation in the biophysical properties of boreal forests, 22(June), 1-14. <https://doi.org/10.1029/2007GB003038>
- Meiers, G. P., Barbour, S. L., Qualizza, C. V. et Dobchuk, B. S. (2011). Evolution of the Hydraulic Conductivity of Reclamation Covers over Sodic/Saline Mining Overburden. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 137(10), 968-976. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0000523](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0000523)
- Melchior, S., Sokollek, V., Berger, K., Vielhaber, B. et 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. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000200](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000200)
- MEND. (2014). *Modelling the Critical Interactions between Cover Systems and Vegetation*.
- Mendel, M., Hergarten, S. et Neugebauer, H. J. (2002). On a better understanding of hydraulic lift: A numerical study. *Water Resources Research*, 38(10), 1-1-1-10. <https://doi.org/10.1029/2001wr000911>
- Mirck, J. et Volk, T. A. (2010a). Response of three shrub willow varieties (*Salix* spp.) to storm water treatments with different concentrations of salts. *Bioresource Technology*, 101(10), 3484-3492. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.128>
- Mirck, J. et Volk, T. A. (2010b). Seasonal sap flow of four salix varieties growing on the Solvay wastebeds in Syracuse, NY, USA. *International Journal of Phytoremediation*, 12(1), 1-23. <https://doi.org/10.1080/15226510902767098>
- Monteith, J. L. (1965). Evaporation and environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology*, 19, 205-34. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/5321565>
- Monteith, J. L. (1981). Evaporation and surface temperature. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 107(451), 1-27. <https://doi.org/10.1002/qj.49710745102>
- Moreno-de las Heras, M., Merino-Martín, L. et Nicolau, J. M. (2009). Effect of vegetation cover on the hydrology of reclaimed mining soils under Mediterranean-Continental climate. *Catena*, 77(1), 39-47. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.12.005>
- Mosseler, A., Major, J. E. et Labrecque, M. (2014). Growth and survival of seven native willow species on highly disturbed coal mine sites in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(4), 340-349. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0447>
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12(3), 513-522. <https://doi.org/10.1029/WR012i003p00513>
- Munns, R. (2002). Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, Cell and Environment*, 25(2), 239-250. <https://doi.org/10.1046/j.0016-8025.2001.00808.x>
- Natural Resources Canada. (2024). *Sugar maple (Acer saccharum Marsh.)*. <https://tidcf.nrcan.gc.ca/en/trees/factsheet/86>
- Nespoulous, J., Merino-Martín, L., Monnier, Y., Bouchet, D. C., Ramel, M., Dombey, R.,

- Viennois, G., Mao, Z., Zhang, J. L., Cao, K. F., Le Bissonnais, Y., Sidle, R. C. et Stokes, A. (2019). Tropical forest structure and understorey determine subsurface flow through biopores formed by plant roots. *Catena*, 181, 104061. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2019.05.007>
- Ng, C. W. W., Chen, Y., Chen, R. et Guo, H. (2019a). Effects of vegetation type on water infiltration in a three-layer cover system using recycled concrete. *J Zhejiang Univ-Sci A (Appl Phys & Eng)*, 20(1), 1-9. <https://doi.org/10.1631/jzus.A1800373>
- Ng, C. W. W., Leung, A. K. et Ni, J. (2019b). *Plant – Soil Slope Interaction*. CRC Press, Taylor & Francis Group. <https://doi.org/10.1201/9781351052382>
- Ng, C. W. W., Ni, J. J., Leung, A. K. et Wang, Z. J. (2016). A new and simple water retention model for root-permeated soils. <https://doi.org/10.1680/jgele.15.00187>, 6(1), 106-111. <https://doi.org/10.1680/JGELE.15.00187>
- Nordstrom, D. K. (2000). Advances in the Hydrogeochemistry and Microbiology of Acid Mine Waters. *International Geology Review*, 42(6), 499-515. <https://doi.org/10.1080/00206810009465095>
- Nyhan, J. W., Hakonson, T. E. et Drennon, B. J. (1990). A Water Balance Study of Two Landfill Cover Designs for Semiarid Regions. *Journal of Environmental Quality*, 19(2), 281-288. <https://doi.org/10.2134/jeq1990.00472425001900020014x>
- Nyhan, J. W., Schofield, T. G. et Salazar, J. A. (1997, 1^{er} février). *A water balance study of four landfill cover designs varying in slope for semiarid regions*. Récupéré le 5 avril 2020 de <https://www.osti.gov/biblio/459829-water-balance-study-four-landfill-cover-designs-varying-slope-semiarid-regions>
- O'kane. (2004). *Design , Construction and Performance Monitoring of Cover Systems for Volume 3 Site Characterization and Numerical Analyses of Cover*.
- O'Kane, M., Mchaina, D. M., Stoicescu, J., Januszewski, S., Haug, M. D. et Bews, B. E. (1997). Managing for closure at the Myra Falls Operation : the design of a soil cover system for long term ecological and physical stability. Dans *British Columbia Mine Reclamation Symposium* (p. 98-107). <https://doi.org/10.14288/1.0042312>
- Othmer, H., Diekkruger, B. et Kutilek, M. (1991). Bimodal porosity and unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Science*, 152(3), 139-150.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B. et Zagury, G. J. (2010). Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter

- analysis. *Water, Air, and Soil Pollution*, 213(1-4), 437-458. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0397-x>
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B. et Zagury, G. J. (2009). Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry*, 24(7), 1312-1323. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.04.005>
- Ouranos. (2015). *Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 1: Évolution climatique au Québec.* <https://www.ouranos.ca/sites/default/files/2022-12/proj-201419-synthese2015-rapportcomplet.pdf>
- Özkan, U. et Gökbulak, F. (2017). Effect of vegetation change from forest to herbaceous vegetation cover on soil moisture and temperature regimes and soil water chemistry. *Catena*, 149, 158-166. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2016.09.017>
- Pabst, T. (2011a). *Étude expérimentale et numérique du comportement hydrogéochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés* [École Polytechnique De Montréal].
- Pabst, T. (2011b). *Étude expérimentale et numérique du comportement hydrogéochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés* [École Polytechnique de Montréal].
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B. et Molson, J. (2017a). Experimental and numerical evaluation of single-layer covers placed on acid-generating tailings. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35(4), 1421-1438. <https://doi.org/10.1007/s10706-017-0185-0>
- Pabst, T., Aubertin, M., C, B. et Molson, J. (2014). Column tests to characterise the hydrogeochemical response of pre-oxidised acid-generating tailings with a monolayer cover. *Water, Air, and Soil Pollution*, 225(2), 1-21. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1841-5>
- Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M. et Molson, J. (2018). Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of Contaminant Hydrology*, 214, 39-53. <https://doi.org/10.1016/J.JCONHYD.2018.05.006>
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M. et Bussière, B. (2017b). Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a

- monolayer cover. *Applied Geochemistry*, 78, 219-233.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.01.003>
- Pearce, T. D., Ford, J. D., Prno, J., Duerden, F., Pittman, J. et Beaumier, M. (2011). Climate change and mining in Canada. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 16, 347-368.
<https://doi.org/10.1007/s11027-010-9269-3>
- Pedersen, K. B., Lejon, T., Jensen, P. E., Ottosen, L. M., Frantzen, M. et Evenset, A. (2022). Impacts of climate change on metal leaching and partitioning for submarine mine tailings disposal. *Marine Pollution Bulletin*, 184(October), 114197.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114197>
- Penman, H. L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences*, 193(1032), 120-145. <https://doi.org/10.1098/rspa.1948.0037>
- Peregoedova, A. (2012). *Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire* [École Polytechnique de Montréal].
- Peregoedova, A., Aubertin, M. et Bussière, B. (2014). Evaluation of the water retention curve of mine waste rock using laboratory tests and predictive models. Dans *Canadian Geotechnical Conference* (p. 8).
- Pierret, A. et Moran, C. J. (2011). Plant Roots and Soil Structure (p. 628-632).
https://doi.org/10.1007/978-90-481-3585-1_121
- Price, D. T., Alfaro, R. I., Brown, K. J., Flannigan, M. D., Fleming, R. A., Hogg, E. H., Girardin, M. P., Lakusta, T., Johnston, M., Mckenney, D. W., Pedlar, J. H., Stratton, T., Sturrock, R. N., Thompson, I. D., Trofymow, J. A. et Venier, L. A. (2013). Anticipating the consequences of climate change for Canada ' s boreal forest ecosystems 1. *Environmental Reviews*, 365(December), 322-365. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0042>
- Proteau, A. (2021). *Influence de la végétation et des racines sur la performance d'une couverture à effets de barrière capillaire sur un site minier dix-sept ans après restauration* [Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Proteau, A., Guitttonny, M. et Bussière, B. (2023). Impact of Roots on the Hydrogeological Properties of Silty Soil Covers. *Canadian Geotechnical Journal*.
- Proteau, A., Guitttonny, M., Bussière, B. et Maqsoud, A. (2020a). 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), 1-19. <https://doi.org/10.3390/min10080704>
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B. et Maqsoud, A. (2020b). 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. et Maqsoud, A. (2020c). Oxygen migration through a cover with capillary barrier effects colonized by roots. *Canadian Geotechnical Journal*, cgj-2019-0515. <https://doi.org/10.1139/cgj-2019-0515>
- Proteau, A., Guittonny, M. et Maqsoud, A. (2021). Impact of Roots on Hydrogeological Parameters Supporting the Performance of a Cover with Capillary Barrier Effects. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 147(8). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0002562](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0002562)
- Rai, R. K., Singh, V. P. et Upadhyay, A. (2017). Soil Analysis. Dans *Planning and Evaluation of Irrigation Projects* (p. 505-523). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811748-4.00017-0>
- Rey, N. J. (2019). *Étude expérimentale et conceptuelle de la technique du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée incluant l'utilisation de résidus désulfurés* [Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Rey, N. J., Demers, I., Bussière, B. et Mbonimpa, M. (2020a). Laboratory study of low-sulfide tailings covers with elevated water table to prevent acid mine drainage. *Canadian Geotechnical Journal*, cgj-2018-0875. <https://doi.org/10.1139/cgj-2018-0875>
- Rey, N. J., Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M. et Gagnon, M. (2020b). A geochemical evaluation of a monolayer cover with an elevated water table for the reclamation of the Doyon-Westwood tailings ponds, Canada. *Environmental Earth Sciences*, 79(2), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8797-8>
- Rey, N. J., Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M. et Lortie, S. (2016). Field Experiments to Test the Elevated Water Table Concept Combined with a Desulfurized Tailings Cover Layer. Dans *Geo-Chicago 2016* (p. 289-298). American Society of Civil Engineers. <https://doi.org/10.1061/9780784480137.029>
- Richards, J. H. et Caldwell, M. M. (1987). Hydraulic lift: Substantial nocturnal water transport between soil layers by *Artemisia tridentata* roots. *Oecologia*, 73(4), 486-489.

<https://doi.org/10.1007/BF00379405/METRICS>

- Richards, L. A. (1928). The usefulness of capillary potential to soil moisture and plant investigators. *Journal of Agriculture Research*, 37, 719–742.
- Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1(5), 318-333. <https://doi.org/10.1063/1.1745010>
- Ritchie, J. T. (1972). Model for Predicting Evaporatio from a Row Crop with Incomplete Cover. *Water Resources Research*, 8(5), 1204-1213.
- Robinson, G. R. et Handel, S. N. (1995). Woody plant roots fail to penetrate a clay-lined landfill: Managment implications. *Environmental Management*, 19(1), 57-64. <https://doi.org/10.1007/BF02472003>
- Romero, E., Gens, A. et Lloret, A. (2001). Temperature effects on the hydraulic behaviour of an unsaturated clay. *Geotechnical and Geological Engineering*, 19(3/4), 311-332. <https://doi.org/10.1023/A:1013133809333>
- Romppe, M. et Carrier, D. (1997). *Étude pédologique des sols défrichés de l'Abitibi Temiscamingue*. https://sis.agr.gc.ca/siscan/publications/surveys/pq/pq1b/pq1b_report.pdf
- Rooney, R. C., Robinson, D. T. et Petrone, R. (2015). Megaproject reclamation and climate change. *Nature Publishing Group*, 5(11), 963-966. <https://doi.org/10.1038/nclimate2719>
- Ross, P. J. et Smettem, K. R. J. (1993). Describing Soil Hydraulic Properties with Sums of Simple Functions. *Soil Science Society of America Journal*, 57(1), 26-29. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700010006x>
- Rykaart, M., Hockley, D., Noel, M. et Paul, M. (2006). Findings of international review of soil cover design and construction practices for mine waste closure. *7th International Conference on Acid Rock Drainage 2006, ICARD - Also Serves as the 23rd Annual Meetings of the American Society of Mining and Reclamation*, 2(March), 1804-1822. <https://doi.org/10.21000/jasmr06021804>
- Ryser, P. (1998). Intra- and interspecific variation in root length, root turnover and underlying parameters. Dans H. Lambers, H. Poorter et M. M. I. van Vuuren (dir.), *Inherent variation in plant growth: Physiological mechanisms and ecological consequences* (p. 441-465). Backhuys.
- Saghaei, B. (2019). *Evaluation of plants on water balance of earthen landfill* [The University of North Carolina at Charlotte].

- Sanchez, C. E. et Wood, M. K. (1989). Infiltration rates and erosion associated with reclaimed coal mine spoils in west central New Mexico. *Landscape and Urban Planning*, 17(2), 151-168. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(89\)90023-6](https://doi.org/10.1016/0169-2046(89)90023-6)
- Scanlan, C. A. (2009). *Processes and effects of root-induced changes to soil hydraulic properties* [University of Western Australia].
- Schenk, H. J. et Jackson, R. B. (2002a). Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology*, 90(3), 480-494. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2002.00682.x>
- Schenk, H. J. et Jackson, R. B. (2002b). THE GLOBAL BIOGEOGRAPHY OF ROOTS. *Ecological Monographs*, 72(3), 311-328. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2002\)072](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2002)072)
- Schofield, R. (1935). The pF of the water in soil. *Transactions of the Third International Congress of Soil Science, Oxford, England*, 2, 37-48.
- Schuurman, J. J. et Goedewaagen, M. A. J. (1971). *Methods for the examination of root systems*. Centre for Agricultural Publishing and Documentation.
- Schwamback, D., Anache, J. A. A. et Wendland, E. C. (2022). Calibration and error investigation of large tipping bucket flow meters. *Catena*, 209(P2), 105834. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105834>
- SENES. (1994). *Evaluation of alternate dry covers for the inhibition of acid mine drainage from tailings. MEND Project 2.20.1.*
- SENES. (1996). *Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. MEND report 2.17.1, (March)*, 165. <http://mend-nedem.org/wp-content/uploads/2013/01/2.17.1.pdf>
- Shao, W., Ni, J., Kwan Leung, A., Su, Y. et Ng, C. W. W. (2017). Analysis of plant root-induced preferential flow and pore-water pressure variation by a dual-permeability model. *Canadian Geotechnical Journal*, 11(54), 1537-1552. <https://doi.org/https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0629>
- Sheoran, V., Sheoran, A. et Poonia, P. (2010). Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. *International Journal of Soil, Sediment and Water*, 3(2), 13.
- Sherlock, E. J., Lawrence, R. W. et Poulin, R. (1995). On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals. *Environmental Geology*, 25(1), 43-54. <https://doi.org/10.1007/BF01061829>

- Shi, X., Qin, T., Yan, D., Tian, F. et Wang, H. (2021). A meta-analysis on effects of root development on soil hydraulic properties. *Geoderma*, 403, 115363. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2021.115363>
- Shi, Z. H., Fang, N.-F., Wu, F. Z., Wang, L., Yue, B. J. et Wu, G.-L. (2012). Soil erosion processes and sediment sorting associated with transport mechanisms on steep slopes. *Journal of Hydrology*, 454-455, 123-130. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2012.06.004>
- Shokri, N., Lehmann, P. et Or, D. (2010). Evaporation from layered porous media. *Journal of Geophysical Research*, 115(B6), B06204. <https://doi.org/10.1029/2009JB006743>
- Shurniak, R. E. (2003). *Predictive Modeling of Moisture Movement within Soil Cover Systems for Saline / Sodic Overburden Piles A Thesis Submitted to the College of Graduate Studies and Research in Partial* [University of Saskatchewan].
- Shurniak, R. E. et Barbour, S. L. (2002). Modeling of Water Movement Within Reclamation Covers on Oilsands Mining Overburden Piles. *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 2002(1), 622-645. <https://doi.org/10.21000/jasmr02010622>
- Shurniak, R. et O’Kane, M. (2009). Methods for simulating measured field responses for long-term performance of mine waste cover systems. *Proceedings of the Fourth International Conference on Mine Closure*, 473-484. https://doi.org/10.36487/acg_repo/908_36
- Si, B., Dyck, M. et Parkin, G. (2011). Flow and Transport in Layered Soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 91(2), 127-132. <https://doi.org/10.4141/cjss11501>
- Singer, P. C. et Stumm, W. (1970). Acidic mine drainage: the rate-determining step. *Science (New York, N.Y.)*, 167(3921), 1121-3. <https://doi.org/10.1126/science.167.3921.1121>
- Sinnathamby, G., Philips, D. H., Sivakumar, V. et Paksy, A. (2014). Landfill cap models under simulated climate change precipitation : impacts of cracks and root growth. *Geotechnique*, 64(2), 95-107.
- Smesrud, J. K., Benson, C. H., Albright, W. H., Richards, J. H., Wright, S., Israel, T. et Goodrich, K. (2012). Using Pilot Test Data to Refine an Alternative Cover Design in Northern California. *International Journal of Phytoremediation*, 14(SUPPL.), 76-93. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.607871>
- Smirnova, E., Bussière, B., Tremblay, F. et Bergeron, Y. (2011). Vegetation Succession and Impacts of Biointrusion on Covers Used to Limit Acid Mine Drainage. *Journal of Environmental Quality*, 40(1), 133-143. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0051>

- Smirnova, E., Demers, I., Bouda, M., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M. et Bois, G. (2013). Results of vegetation survey as a part of neutralizing lime sludge valorization assessment. Dans *CLRA Mine Reclamation Symposium*.
- Sokolov, A. A. et Chapman, T. G. (1974). *Methods for water balance computations : an international guide for research and practice*. UNIPUB. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000011523>
- Song, Q. et Yanful, E. K. (2011). Laboratory and numerical modeling of water balance in a layered sloped soil cover with channel flow pathway over mine waste rock. *Environmental Earth Sciences*, 62(1), 1-17. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0488-4>
- Soppe, W. J. et Bentsink, L. (2016). Dormancy in Plants. Dans *eLS* (p. 1-7). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0002045.pub2>
- Spain, A. V., Hinz, D. A., Ludwig, J. A., Tibbett, M. et Tongway, D. J. (2006). Mine closure and ecosystem development – Alcan Gove bauxite mine, Northern Territory, Australia. *Mine closure 2006: Proceedings of the First International Seminar on Mine Closure*, (13-15 September 2006), 299-308.
- SRK. (1989). *Draft acid rock drainage. Technical Guide Vol. 1, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report*.
- Stephenson, G. R. et Zuzel, J. F. (1981). Groundwater recharge characteristics in a semi-arid environment of southwest Idaho. *Journal of Hydrology*, 53(3-4), 213-227. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(81\)90002-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(81)90002-0)
- Stoltz, E. et Greger, M. (2006). Root penetration through sealing layers at mine deposit sites. *Waste Management & Research*, 24(6), 552-559. <https://doi.org/10.1177/0734242X06069027>
- Stormont, J. C. (1996). The effectiveness of two capillary barriers on a 10% slope. *Geotechnical and Geological Engineering*, 14(4), 243-267. <https://doi.org/10.1007/BF00421943>
- Swab, R. M., Lorenz, N., Byrd, S. et Dick, R. (2017). Native vegetation in reclamation: Improving habitat and ecosystem function through using prairie species in mine land reclamation. *Ecological Engineering*, 108, 525-536. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.012>
- Świątek, B. et Pietrzykowski, M. (2021). Soil factors determining the fine-root biomass in soil regeneration after a post-fire and soil reconstruction in reclaimed post-mining sites under different tree species. *Catena*, 204, 105449. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2021.105449>
- Świątek, B., Woś, B., Chodak, M., Maiti, S. K., Józefowska, A. et Pietrzykowski, M. (2019). Fine

- root biomass and the associated C and nutrient pool under the alder (*Alnus* spp.) plantings on reclaimed technosols. *Geoderma*, 337, 1021-1027.
<https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2018.11.025>
- Taylor, G., Spain, A., Nefiodovas, A., Timms, G., Kuznetsov, V. et Bennett, J. (2003). *Determination of the reasons for deterioration of the Rum Jungle waste rock cover*.
https://ntepa.nt.gov.au/_data/assets/pdf_file/0010/786898/draft_eis_rum_jungle_rehab_project_taylor_et_al_2003_reasons_deterioration_waste_rock_covers.pdf
- Taylor, H. M. et Brar, G. S. (1991). Effect of soil compaction on root development. *Soil & Tillage Research*, 19, 111-119.
- Tietje, O. et Hennings, V. (1996). Accuracy of the saturated hydraulic conductivity prediction by pedo-transfer functions compared to the variability within FAO textural classes. *Geoderma*, 69(1-2), 71-84. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00050-X](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00050-X)
- Tisdall, J. M. et Oades, J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *European Journal of Soil Science*, 141-163.
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16348695>
<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=PMC195588>
- Tordoff, G. M., Baker, A. J. M. et Willis, A. J. (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, 41(1-2), 219-228.
[https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00414-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00414-2)
- Tsouni, A., Kontoes, C., Koutsoyiannis, D., Elias, P. et Mamassis, N. (2008). Estimation of Actual Evapotranspiration by Remote Sensing: Application in Thessaly Plain, Greece. *Sensors*, 8(6), 3586-3600. <https://doi.org/10.3390/s8063586>
- Tvedten, M. K., Breedveld, G. D. et Pabst, T. (2017). Valorization of pre-oxidized tailings as cover material for the reclamation of an old acid-generating mining site. Dans C. Wolkersdorfer, L. Sartz, M. Sillanpää et A. Häkkinen (dir.), *IMWA 2017 Mine Water and Circular Economy* (p. 877-883).
- Urrego, J. P. F., Huang, B., Næss, J. S., Hu, X. et Cherubini, F. (2021). Meta-analysis of leaf area index, canopy height and root depth of three bioenergy crops and their effects on land surface modeling. *Agricultural and Forest Meteorology*, 306(7034), 108444.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108444>
- USEPA. (2006). *Revegetating Landfills and Waste Containment Areas Fact Sheet*.

- USEPA. (2011). *Fact Sheet on Evapotranspiration Cover Systems for Waste Containment*.
- Vahedifard, F., Williams, J. M. et AghaKouchak, A. (2018). Geotechnical Engineering in the Face of Climate Change: Role of Multi-Physics Processes in Partially Saturated Soils. Dans A. Lemmitzer, A. W. Stuedlein et M. T. Suleiman (dir.), *IFCEE 2018: Recent Developments in Geotechnical Engineering Practice* (p. 353-364). American Society of Civil Engineers (ASCE). <https://doi.org/10.1061/9780784481585.035>
- Vallauri, D., Aronson, J., Dudley, N. et Vallejo, R. (2005). Monitoring and Evaluating Forest Restoration Success. Dans *Forest Restoration in Landscapes* (p. 150-158). Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/0-387-29112-1_21
- 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. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>
- Van Genuchten, M. T., Leij, F. J., Yates, S. R. et Williams, J. R. (1991). *The RETC Code for Quantifying Hydraulic Functions of Unsaturated Soils*. https://www.researchgate.net/publication/255632463_The_RETC_Code_for_Quantifying_Hydraulic_Functions_of_Unsaturated_Soils
- Van Riper Consulting, V. R. C., Golder Associates Inc., G. A. I. et Daniel B. Stephens & Associates Inc., D. B. S. & A. I. (2004). *Preliminary sludge handling plan and cost estimate DP-1341 condition 86*.
- Vanapalli, S., Barbour, S. L. et O'Kane, M. (1997). *Review of Soil Cover Technologies for Acid Mine Drainage – A Peer Review of the Waite Amulet and Heath Steele Soil Covers MEND Project 2.21.3*.
- Vanapalli, S., Sillers, W. S. et Fredlund, M. D. (1998). The meaning and relevance of residual state to unsaturated soils. Dans *Proceedings of the 51st Canadian Geotechnical Conference* (p. 1-8). <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.87.3867&rep=rep1&type=pdf>
- Vergani, C. et Graf, F. (2016). Soil permeability, aggregate stability and root growth: a pot experiment from a soil bioengineering perspective. *Ecohydrology*, 9(5), 830-842. <https://doi.org/10.1002/ECO.1686>
- Villagra-Mendoza, K., Carvajal-Vanegas, D., Beck-Broichsitter, S. et Horn, R. (2020). A simulated effect of wetting and drying periods for two textural soils amended with biochar at a catchment

- scale. *Agricultural Engineering International: CIGR Journal*, 22(1), 9-21.
- Visser, E. J. W., Voeselek, L. A. C. J., Vartapetian, B. B. et Jackson, M. B. (2003). Flooding and Plant Growth. *Annals of Botany*, 91(2), 107-109. <https://doi.org/10.1093/aob/mcg014>
- Wang, L., Wei, S., Horton, R. et Shao, M. (2011). Effects of vegetation and slope aspect on water budget in the hill and gully region of the Loess Plateau of China. *Catena*, 87(1), 90-100. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.05.010>
- Wang, M.-B. et Zhang, Q. (2009). Issues in using the WinRHIZO system to determine physical characteristics of plant fine roots. *Acta Ecologica Sinica*, 29(2), 136-138. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2009.05.007>
- Warren, F. J. et Lemmen, D. S. (2014). *Vivre avec les changements climatiques au Canada : perspectives des secteurs relatives aux impacts et à l'adaptation*. <https://www.mcan.gc.ca/environnement/ressources/publications/impacts-adaptation/rapports/evaluations/2014/16310>
- Warren, R. W., Hakonson, T. E. et Bostick, K. V. (1995). The hydrologic evaluation of four cover designs for hazardous waste landfills at hill air force base. *Federal Facilities Environmental Journal*, 6(4), 91-110. <https://doi.org/10.1002/ffej.3330060410>
- Watson, D. J. (1947). Comparative Physiological Studies on the Growth of Field Crops: I. Variation in Net Assimilation Rate and Leaf Area between Species and Varieties, and within and between Years. *Annals of Botany*, 11(1), 41-76. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a083148>
- Waugh, W. J. (2001). Uranium Mill Tailings Covers: Evaluating Long-Term Performance. Dans *International Containment & Remediation Technology Conference* (p. 10-13).
- Waugh, W. J., Thiede, M. E., Cadwell, L. L., Gee, G. W., Freeman, H. D., Sackschewsky, M. R. et Relyea, J. F. (1991). Small lysimeters for documenting arid site water balance. Dans *Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements* (p. 151-159).
- Wels, C., Fortin, S. et Loudon, S. (2002). Assessment of Store-and-Release Cover for Questa Tailings Facility, New Mexico. Dans *9th International Conf. on Tailings and Mine Waste* (p. 459-468).
- Wick, A. F., Stahl, P. D., Rana, S. et Ingram, L. J. (2007). Recovery of reclaimed soil structure and function in relation to plant community composition. Dans *Proceedings America Society of Mining and Reclamation* (p. 941-957). <https://doi.org/10.21000/JASMR07010941>

- Widomski, M. K., Broichsitter, S. B., Zink, A., Fleige, H., Horn, R. et Stepniewski, W. (2015). Numerical modeling of water balance for temporary landfill cover in North Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 178(3), 401-412. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400045>
- Wilcox, B. P., Breshears, D. D. et Seyfried, M. S. (2003). Rangelands, Water Balance on. *Encyclopedia of Water Science*. <https://doi.org/10.1081/E-EWS 120010097>
- Wilcox, B. P., Newman, B. D., Brandes, D., Davenport, D. W. et Reid, K. (1997). Runoff from a semiarid Ponderosa pine hillslope in New Mexico. *Water Resources Research*, 33(10), 2301-2314. <https://doi.org/10.1029/97WR01691>
- Williams, D. J., Stolberg, D. J. et Currey, N. A. (2006). Long-Term Monitoring of Kidston 'S' "Store / Release" Cover System Over Potentially Acid Forming Waste Rock Piles. Dans *7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (p. 2385-2396). American Society of Mining and Reclamation (ASMR).
- Wilson, G. W., Fredlund, D. G. et Barbour, S. L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*, 34(1), 145-155. <https://doi.org/10.1139/t96-078>
- Wösten, J. H. M., Pachepsky, Y. A. et Rawls, W. J. (2001). Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *Journal of Hydrology*, 251(3-4), 123-150. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00464-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00464-4)
- Woyshner, M. R. et Yanful, E. K. (1995). Modelling and field measurements of water percolation through an experimental soil cover on mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 32(4), 601-609. <https://doi.org/10.1139/t95-062>
- Wu, G.-L., Liu, Y., Fang, N.-F., Deng, L. et Shi, Z.-H. (2016). Soil physical properties response to grassland conversion from cropland on the semi-arid area. *Ecohydrology*, 9(8), 1471-1479. <https://doi.org/10.1002/eco.1740>
- Wu, G.-L., Liu, Y., Yang, Z., Cui, Z., Deng, L., Chang, X. F. et Shi, Z.-H. (2017). Root channels to indicate the increase in soil matrix water infiltration capacity of arid reclaimed mine soils. *Journal of Hydrology*, 546, 133-139. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.047>
- Wu, G.-L., Zhang, Z.-N., Wang, D., Shi, Z.-H. et Zhu, Y.-J. (2014). Interactions of soil water content heterogeneity and species diversity patterns in semi-arid steppes on the Loess Plateau of China. *Journal of Hydrology*, 519, 1362-1367. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2014.09.012>

- Yanful, E. K., Aubé, B. C., Woysner, M. R. et St-Arnaud, L. C. (1994). Field and Laboratory Performance of Engineered Covers on the Waite Amulet Tailings. *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 1994(2), 138-147. <https://doi.org/10.21000/jasmr94020138>
- Yanful, E. K., Bell, A. V. et Woysner, M. R. (1993). Construction and monitoring of a composite soil cover for an experimental waste rock pile near Newcastle, New Brunswick, Canada. *Canadian Geotechnical Journal*, 30(4), 578-587. <https://doi.org/10.1139/t93-050>
- Yanful, E. K., Mousavi, S. M. et Yang, M. (2003). Modeling and measurement of evaporation in moisture-retaining soil covers. *Advances in Environmental Research*, 7(4), 783-801. [https://doi.org/10.1016/S1093-0191\(02\)00053-9](https://doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00053-9)
- Yang, N. et Barbour, S. L. (1992). The impact of soil structure and confining stress on the hydraulic conductivity of clays in brine environments. *Canadian Geotechnical Journal*, 29(5), 730-739. <https://doi.org/10.1139/t92-081>
- Yong, R. N. et Warkentin, B. P. (1966). *Introduction to Soil Behavior*. Geoscience Abstracts.
- Zettl, J. D., Barbour, S. L., Huang, M., Si, B. et Leskiw, L. A. (2011). Influence of textural layering on field capacity of coarse soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 91(2), 133-147. <https://doi.org/10.4141/cjss09117>
- Zhan, G., Keller, J., Milczarek, M. et Giraud, J. (2014). 11 years of evapotranspiration cover performance at the AA leach Pad at Barrick Goldstrike mines. *Mine Water and the Environment*, 33(3), 195-205. <https://doi.org/10.1007/s10230-014-0268-6>
- Zhang, J., Li, Y., Yang, T., Liu, D., Liu, X. et Jiang, N. (2021). Spatiotemporal variation of moisture in rooted-soil. *Catena*, 200, 105144. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2021.105144>
- Zhang, L., Dawes, W. R. et Walker, G. R. (1999). *Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance*.
- Zhang, L., Wang, J., Bai, Z. et Lv, C. (2015). Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. *Catena*, 128, 44-53. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.016>
- Zhang, R. et van Genuchten, M. T. (1994). New models for unsaturated soil hydraulic properties. *Soil Science*, 158(2), 77-85. [https://www.pc-progress.com/Documents/RVGenugten/P1994_Zhang, New model for K\(h\), SS.pdf](https://www.pc-progress.com/Documents/RVGenugten/P1994_Zhang_New_model_for_K(h)_SS.pdf)
- Zhivotovskiy, O. P., Kuzovkina, J. A., Schulthess, C. P., Morris, T., Pettinelli, D. et Ge, M. (2010).

Hydroponic Screening of Willows (*Salix* L.) for Lead Tolerance and Accumulation. *International Journal of Phytoremediation*, 13(1), 75-94.
<https://doi.org/10.1080/15226511003671361>

Zornberg, J. G., Bouazza, A. et McCartney, J. S. (2010). Geosynthetic capillary barriers: current state of knowledge. *Geosynthetics International*, 17(5), 273-300.
<https://doi.org/10.1680/gein.2010.17.5.273>

Zuazo, V. H. D. et Pleguezuelo, C. R. R. (2008). Soil-Erosion and Runoff Prevention by Plant Covers: A Review. *Sustainable Agriculture*, 28(1), 65-86.
<https://doi.org/10.1051/agro:2007062>

ANNEXE A PRINCIPES FONDAMENTAUX SOUS-JACENTS À LA DISTRIBUTION DE L'EAU DANS LE SOL

La conception d'un système de recouvrement en sol se concentre principalement sur l'écoulement transitoire de l'eau à travers le sol non saturé. Deux processus clés, l'écoulement et le stockage, caractérisent tout phénomène transitoire. En ce qui concerne le système de recouvrement, les considérations principales impliquent la compréhension des mécanismes régissant le stockage et le mouvement de l'eau (ou sa distribution) à l'intérieur du sol non saturé.

A.1 Succion du sol

Le concept de succion du sol a été intégré à la physique du sol depuis le début des années 1900 (Bolt et Miller, 1958 ; Buckingham, 1907 ; Childs et Collis-George, 1948 ; Corey *et al.*, 1967 ; Corey et Kemper, 1961 ; Edlefsen et Anderson, 1943 ; Gardner et Widtsoe, 1921 ; Richards, 1928 ; Schofield, 1935) principalement en relation avec les systèmes sol-eau-plantes. Pour comprendre les facteurs influençant la distribution de l'eau dans les sols non saturés, il est essentiel de définir précisément les composantes de la succion. Le terme «succion» englobe la succion matricielle, la succion osmotique et la succion totale. La succion totale fait référence à la succion équivalente à la pression partielle de la vapeur d'eau en équilibre avec l'eau interstitielle, par opposition à la pression partielle de la vapeur d'eau en équilibre avec de l'eau libre pure (Fredlund *et al.*, 2012). L'expression thermodynamique liée au calcul de la succion totale ψ [kPa] est présentée par l'équation de l'énergie libre de Gibbs :

$$\psi = -\frac{RT_K}{v_{w0}\omega_v} \ln\left(\frac{\bar{u}_v}{\bar{u}_{v0}}\right) \quad (A, 1)$$

où R est la constante universelle des gaz (8.31432 J/(mol °K)), T_K est la température absolue, v_{w0} est le volume spécifique de l'eau ou l'inverse de la densité de l'eau ($1/\rho_w$), m^3/kg , ω_v est la masse moléculaire de la vapeur d'eau (18.016 kg/kmol), \bar{u}_v (kPa) est la pression partielle de la vapeur d'eau du pore, et \bar{u}_{v0} (kPa) est la pression de saturation de la vapeur d'eau sur une surface plate d'eau pure à la même température.

La succion totale indique l'énergie libre de l'eau du pore, avec la succion matricielle et osmotique constituant ses composantes. La succion matricielle est déterminée en comparant la pression partielle de la vapeur d'eau en équilibre avec l'eau du sol à celle en équilibre avec une solution correspondant à la composition de l'eau interstitielle. La succion osmotique, quant à elle, est dérivée

en comparant la pression partielle de la vapeur d'eau en équilibre avec une solution reflétant la composition de l'eau du sol à celle en équilibre avec de l'eau pure libre. Conformément à l'équation 2.13, sous une condition de saturation constante (indiquée par une pression partielle constante de la vapeur d'eau du pore), l'augmentation de la température tend à réduire la succion totale. Ce phénomène a été confirmé par des observations expérimentales (Romero *et al.*, 2001). L'expression de la succion totale peut être présentée comme une fonction de la succion matricielle ($u_a - u_w$) [kPa] et de la succion osmotique π [kPa].

$$\psi = (u_a - u_w) + \pi \quad (A, 2)$$

où u_a [kPa] est la pression de l'air du pore et u_w [kPa] est la pression de l'eau du pore. Il est généralement admis que la succion matricielle résulte de l'action capillaire, découlant des interactions physiques entre les solides, l'air et l'eau, y compris la tension superficielle entre l'air et l'eau et l'angle de contact eau-solide (aspect hydrostatique). En revanche, la succion osmotique est principalement liée à la charge ionique de l'eau du pore (aspect électrochimique). L'inclusion de sels dissous dans l'eau du pore diminue l'humidité relative du milieu par rapport à l'eau pure. De plus, il existe un composant de succion associé aux forces d'adsorption (Yong et Warkentin, 1966). Cependant, quantifier cette contribution à la succion totale s'avère difficile, ce qui conduit à l'acceptation générale de formulations basées sur la succion matricielle et la succion osmotique dans la pratique géotechnique (Fredlund *et al.*, 2012).

A.2 Migration de l'eau dans les sols non saturés

L'équation de Richards simplifie la formulation standard du flux à deux phases pour une phase gazeuse et une phase liquide dans un milieu poreux en négligeant le gradient de pression nécessaire pour entraîner le flux de la phase gazeuse, attribué au contraste important de mobilité entre les phases d'eau et de gaz. L'équation de Richards peut être exprimée sous différentes formes, y compris celle avec le contenu en eau, celle mixte avec le contenu en eau et la charge capillaire, ainsi que celle avec la charge. En une dimension, la soit-disant «forme mixte avec le contenu en eau» (Celia *et al.*, 1990), car elle mélange le contenu en eau θ avec la charge de pression $\psi(\theta)$, est:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \left(\frac{\partial \psi(\theta)}{\partial z} - 1 \right) \right] \quad (A, 3)$$

où:

z = coordonnée verticale (positive vers le bas) [L]

t = temps [T]

$\theta = \theta(z,t)$ contenu volumique en eau du sol [-]

$\psi(\theta)$ = fonction empirique du potentiel capillaire hydraulique du sol [L]

$K(\theta)$ = fonction empirique de conductivité hydraulique non saturée [L T⁻¹]

L'équation (A.3) est souvent écrite uniquement comme une fonction du contenu en eau en introduisant la règle de la chaîne :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} - K(\theta) \right) \quad (A, 4)$$

où $D(\theta) = K(\theta)(\partial\psi(\theta)/\partial\theta)$ est appelée la diffusivité de l'eau dans le sol [L² T⁻¹]. Comme dans l'équation A.1, le premier terme entre parenthèses capture les effets de la capillarité, tandis que le deuxième terme entre parenthèses représente l'effet du flux induit par la gravité.

Dans les sols homogènes, les représentations de l'équation de Richards en termes de teneur en eau ou de teneur en eau mixte sont avantageuses en raison de la nature continue de la teneur en eau. Cependant, les sols naturels présentent rarement une uniformité sur des longueurs significatives, et les structures de sols stratifiées sont courantes. Dans les sols stratifiés, la teneur en eau connaît une discontinuité à travers les interfaces de couche en raison de relations distinctes de la charge capillaire non saturée dans différentes couches de sol. Comme la charge capillaire (ψ) est continue, il est préférable d'écrire l'équation de Richards avec la charge capillaire comme variable dépendante et d'évaluer la teneur en eau en fonction de ψ , $\theta = \theta(\psi)$ (Farthing et Ogden, 2017). Cela peut être fait soit sous une forme mixte:

$$\frac{\partial \theta(\psi)}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \right] = 0 \quad (A, 5)$$

ou via la règle de la chaîne sous la forme entièrement basée sur la charge :

$$c(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \right] = 0 \quad (A, 6)$$

où:

$c(\psi) = \partial\theta/\partial\psi$ est la capacité spécifique d'humidité [L⁻¹],

$K(\psi)$ = la fonction de conductivité hydraulique écrite en fonction de ψ [L T⁻¹]

Les équations A.5 et A.6 peuvent toutes deux être utilisées pour résoudre des problèmes d'écoulement saturé et non saturé.

A.3 Courbes de rétention d'eau pour les sols non saturés

La courbe de rétention d'eau (CRE) représente la corrélation entre la succion du sol et la quantité d'eau présente dans le sol. De nombreuses études portant sur le comportement non saturé des matériaux géologiques ont été menées, conduisant à la reconnaissance de la CRE comme la propriété principale et essentielle pour interpréter la réponse des sols non saturés à la variation de succion matricielle (Barbour, 1998 ; Masroui *et al.*, 2008). Cette affirmation s'applique également aux matériaux granulaires industriels tels que les résidus miniers (Aubertin *et al.*, 1998 ; Bussière, 2007). La CRE caractérise la relation entre la quantité d'eau retenue en termes de teneur en eau volumique θ_w [m^3/m^3], de teneur en eau gravimétrique w [%] ou de degré de saturation S_r [%] par rapport à la succion d'un sol. Elle décrit la capacité d'un sol à absorber et à retenir une quantité d'eau au-dessus de la nappe phréatique. Une représentation schématique d'une CRE en drainage est présentée dans Figure A.1. Les points clés dans l'analyse de la CRE sont la valeur d'entrée d'air (AEV or ψ_a) et la valeur d'entrée d'eau (WEV or ψ_s) (Fredlund *et al.*, 2012).

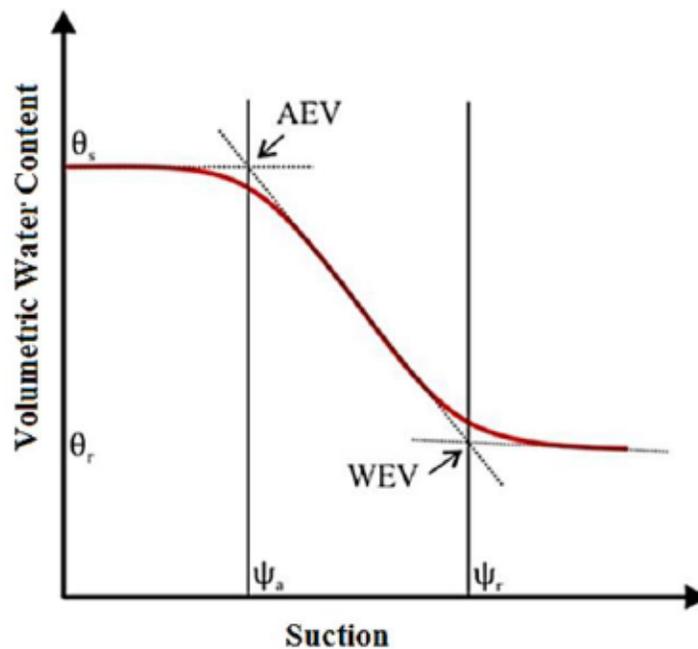


Figure A.1 Représentation schématique d'une CRE avec les principaux points caractéristiques (Fredlund *et al.*, 2011)

Sur la CRE la pression d'entrée d'air (AEV) représente la pression à laquelle les pores les plus larges commencent à se vider. Ainsi, pendant les premières étapes de drainage (caractérisées par de faibles valeurs de succion), le sol perd peu d'eau par rapport à son niveau de saturation initial,

maintenant une phase d'eau continue jusqu'à atteindre un niveau de saturation de 85 à 90% (Corey, 1957). L'AEV peut être déterminée par plusieurs méthodes, soit par la relation proposée en fonction du D10 des résidus (Nicholson et al., 1991), par la technique des deux tangentes proposée par Fredlund et Xing (1994) (Fredlund et Xing, 1994), par la détermination de la succion correspondant à un degré de saturation de 90% (Aubertin *et al.*, 1998) ou par une estimation basée sur l'inverse du paramètre α_G du modèle descriptif de van Genuchten (1980) (van Genuchten, 1980). Une fois que l'AEV est atteinte, le sol continue de se vider jusqu'à atteindre la valeur résiduelle pour le contenu en eau à la succion (WEV) qui peut être déterminée graphiquement selon la méthode de Fredlund et Xing (1994) (Fredlund et Xing, 1994) ou de Vanapalli et al. (1998) (Vanapalli *et al.*, 1998). Au-delà de ce seuil, le débit liquide diminue considérablement, atteignant presque zéro, et le mouvement de l'eau est principalement régulé par la phase vapeur (Fredlund *et al.*, 2012).

Les CREs sont propres à chaque matériau et dépendent principalement de facteurs tels que la distribution granulométrique des particules, l'indice des vides, la tortuosité du milieu et la composition minéralogique de la phase solide (Aubertin *et al.*, 1998 ; Barbour, 1998). Les CREs pour le gravier, le sable, le limon et l'argile (Figure A.2) montrent que, en général, plus un matériau est fin, plus sa capacité de rétention d'eau est grande. Ainsi, un matériau plus grossier (avec un AEV plus bas) commence son drainage avant un matériau plus fin (avec un AEV plus élevé) à la suite d'une augmentation de la succion par rapport à un état initial saturé. Les caractéristiques de drainage des CREs sont principalement déterminées par la distribution de la taille des pores et l'arrangement des particules. En général, un matériau bien étalé présente une pente de drainage (ou d'humectation) plus progressive par rapport à un matériau uniformément étalé, qui a tendance à avoir une courbe plus raide. Par exemple, les limons non plastiques (ML) typiques des résidus présentent généralement des AEV variant de 10 à 70 kPa, avec des niveaux de succion résiduelle compris entre 550 et 800 kPa (Bussièrre, 2007). Dans le cas de résidus plus sableux, les AEV se situent généralement entre 5 et 12 kPa, tandis que la succion résiduelle est généralement inférieure à 300 kPa (Bussièrre, 2007). Pour les roches stériles de l'exploitation minière, des AEV inférieurs à 3 kPa et une succion résiduelle comprise entre 5 et 30 kPa peuvent être anticipés (Kalonji-Kabambi, 2014 ; O'Kane *et al.*, 1997 ; Peregoedova *et al.*, 2014).

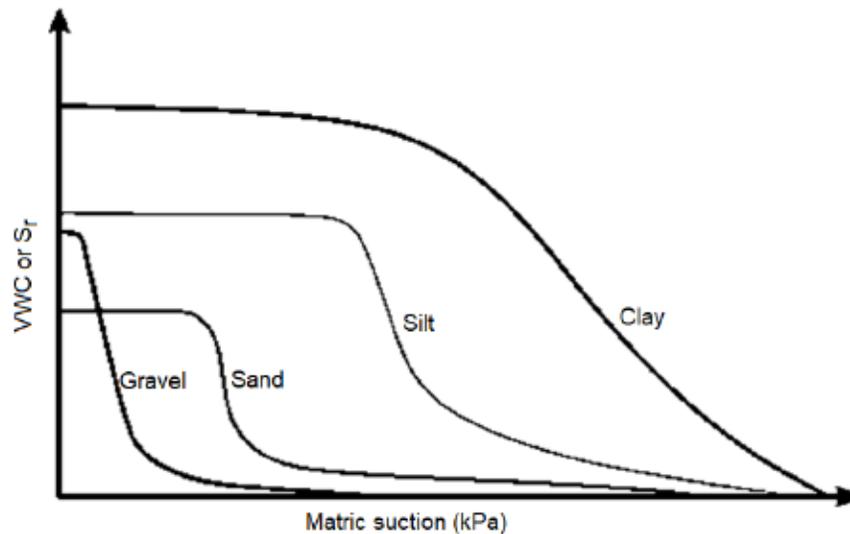


Figure A.2 Comparaison schématique des CREs pour différentes textures de sol (O’kane, 2004)

A.4 Matériaux à double porosité

Les sols naturels non perturbés peuvent présenter une double porosité (Lassabatere *et al.*, 2014). De tels matériaux présentent également une CRE bimodale (Durner, 1994 ; Othmer *et al.*, 1991 ; Ross et Smettem, 1993 ; Zhang et van Genuchten, 1994), et par conséquent, les tentatives de faire correspondre leurs données de rétention d'eau à une courbe typique conduiront à des résultats insatisfaisants (Burger et Shackelford, 2001 ; Durner, 1994). En fait, un milieu poreux avec une double porosité peut être décrit par deux courbes caractéristiques de rétention d'eau unimodales interagissant chacune sur une plage de taille de pore différente (Figure A.3) (Gerke et van Genuchten, 1996). Selon Durner (1994), cette déviation de l'uniformité peut provenir de distributions distinctes de la taille des particules ou résulter du développement de systèmes de pores secondaires par le biais de différents processus du sol (Durner, 1994). Un comportement similaire a également été observé dans les roches stériles (Kalonji-Kabambi, 2014 ; O’Kane *et al.*, 1997 ; Peregoedova, 2012 ; Peregoedova *et al.*, 2014).

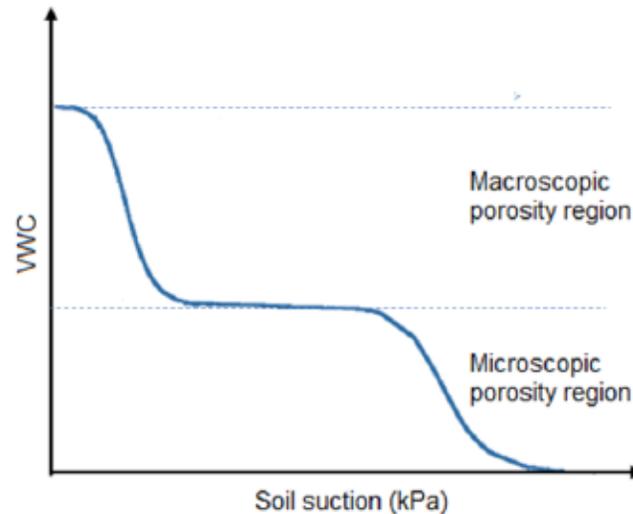


Figure A.3 Schéma d'une CRE bimodale conceptuelle (Burger et Shackelford, 2001)

A.5 Conductivité hydraulique du sol

La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) décrit la capacité d'un sol à conduire un fluide lorsqu'il est soumis à un gradient hydraulique (ou de pression). La conductivité hydraulique est une propriété qui dépend des caractéristiques du milieu poreux, des propriétés du fluide, du degré de saturation du milieu et de la température. Pour un milieu saturé, la conductivité hydraulique dépend des propriétés du milieu, y compris la quantité de pores (indice de vide ou porosité), la taille des pores, leur distribution et la manière dont ils sont interconnectés (Chapuis, 2012 ; Garcia-Bengochea et Lovell, 1981 ; Yang et Barbour, 1992). De plus, deux propriétés physiques du fluide affectent également la conductivité hydraulique à saturation : la viscosité dynamique et le poids spécifique. En cas d'eau, la conductivité hydraulique saturée k_{sat} peut être définie par l'équation 2.28 comme une fonction de la perméabilité intrinsèque du milieu poreux K [L], dynamic viscosity μ_w [FT / L²] et le poids spécifique de l'eau γ_w ($\rho_w \times g$) [F / L³] (Fredlund *et al.*, 2012):

$$k_{sat} = \frac{\rho_w g K}{\mu_w} = \frac{\gamma_w K}{\mu_w} \quad (A, 7)$$

La valeur de k_{sat} indique la conductivité hydraulique maximale pouvant être atteinte par un matériau spécifique dans des conditions définies telles que le stress, l'indice des vides et la température. Dans le cas des sols non saturés, la conductivité hydraulique passe d'une valeur constante à saturation à une fonction de la saturation (ou de la teneur en eau) (Brooks et Corey, 1964 ; Buckingham, 1907 ; Childs et Collis-George, 1948 ; Mualem, 1976 ; Richards, 1931). La

conductivité hydraulique du sol non saturé (k_w) est significativement affectée par les effets combinés des changements d'indice des vides (ou de porosité) et de saturation (Fredlund *et al.*, 2012). Pour la plupart des matériaux utilisés en restauration minière, qui sont fréquemment caractérisés par une faible compressibilité, les variations de l'indice des vides sont minimales et leur impact sur la conductivité hydraulique non saturée est négligeable. Cependant, les changements de saturation sont responsables d'effets significatifs sur k_w . Ce principe est directement lié à la courbe de rétention d'eau et peut s'expliquer comme suit : au début du drainage d'un sol donné (faibles valeurs de succion), le sol ne perd qu'une très petite quantité d'eau (exprimée en saturation ou en teneur en eau) par rapport à sa saturation initiale. Une fois que l'AEV est atteinte, l'air commence à pénétrer dans les pores plus larges, et ceux-ci ne contribuent plus à l'écoulement de l'eau. La tortuosité du chemin de l'écoulement de l'eau est augmentée et la capacité du sol à conduire l'eau diminue. De plus, lorsque la succion dans les pores augmente, la désaturation du sol conduit au drainage des pores plus petits. L'augmentation de la teneur en air (ou la diminution de la teneur en eau) produite par la désaturation entraîne une diminution de la conductivité hydraulique du milieu poreux. Il s'avère ainsi que la capacité du sol non saturé à conduire l'eau dépend principalement de la quantité d'eau présente dans le sol. Il existe donc des relations entre le degré de saturation (S_r), la teneur en eau volumique, la succion capillaire et la conductivité hydraulique. Ces relations et les caractéristiques de la capacité d'écoulement de chaque sol non saturé sont représentées par la fonction de perméabilité qui peut être exprimée en fonction de la teneur en eau k_w (θ_w), du degré de saturation k_w (S_r) ou de la succion k_w (ψ).

Les fonctions de conductivité hydraulique schématiques pour différents matériaux sont présentées dans Figure A.4. Le concept général est que la conductivité hydraulique atteint son maximum à la saturation ($\psi = 0$) et diminue de manière exponentielle avec une réduction du degré de saturation (ou une augmentation de ψ). Des valeurs allant de deux à plusieurs ordres de grandeur inférieurs à k_{sat} sont observées à de faibles degrés de saturation (Brooks et Corey, 1964 ; Fredlund *et al.*, 2012 ; van Genuchten, 1980). La conductivité hydraulique non saturée peut également être exprimée par rapport à sa valeur de saturation. Ensuite, la conductivité hydraulique relative k_{rw} peut être calculée pour les conditions de saturation, de teneur en eau ou de succion selon l'équation A.8.

$$k_{rw} = \frac{k_w \times 100}{k_{sat}} \quad (A, 8)$$

En utilisant l'équation A.8, il est possible d'adapter l'équation A.9 à un système poreux non saturé :

$$k_w = k_{rw} \left(\frac{\rho_w g K}{\mu_w} \right) = k_{rw} \left(\frac{\gamma_w K}{\mu_w} \right) \quad (A, 9)$$

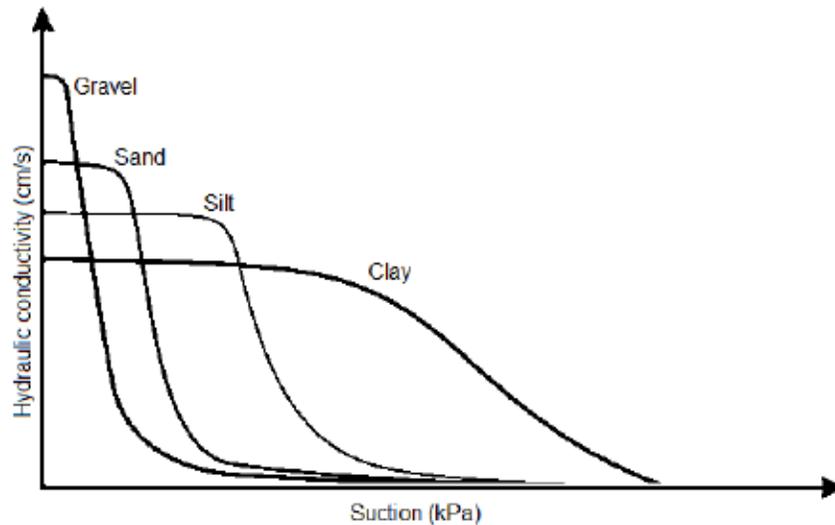


Figure A.4 Diagramme des fonctions de perméabilité pour différents sols (O'kane, 2004)

A.6 Impact de la texture du sol sur l'hydraulique du sol

Les propriétés hydrauliques du sol, comprenant la conductivité hydraulique (à la fois saturée (k_{sat}) et non saturée k_w), ainsi que les caractéristiques de rétention d'eau du sol, telles que la CRE, la capacité de rétention d'eau et l'AEV, sont significativement influencées par sa texture (Wösten *et al.*, 2001). Généralement, un sol avec une texture plus fine présente une porosité et une capacité de rétention d'eau plus élevées, ainsi qu'une conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) plus faible. Le passage des sables propres aux argiles homogènes peut faire varier k_{sat} de 10^{-2} m/s à moins de 10^{-9} m/s, tandis que la porosité passe de moins de 0,3 à plus de 0,6 (Tietje et Hennings, 1996). Dans les sols hétérogènes, la présence de couches avec des textures différentes modifie significativement la dynamique de l'eau (Ma *et al.*, 2011 ; Meiers *et al.*, 2011 ; Shokri *et al.*, 2010).

Dans les structures géotechniques en surface telles que les recouvrements (DeJong *et al.*, 2015) l'utilisation de plusieurs couches avec des textures contrastées est assez courante (Li *et al.*, 2014). La dynamique de l'eau devient plus complexe dans les formations stratifiées en raison de la discontinuité des propriétés du sol. Dans les sols stratifiés, les facteurs influents sur la dynamique de l'eau vont au-delà des propriétés des couches internes et de l'épaisseur des couches pour inclure la configuration spatiale. Ces conditions influencent le mouvement de l'eau dans deux directions

principales : l'infiltration vers le bas ainsi que la remontée capillaire vers le haut pendant l'évaporation (ou l'évapotranspiration). L'utilisation de l'hétérogénéité texturale en incorporant des couches aux propriétés contrastées est répandue dans les efforts de restauration. À plus grande échelle, la stratification texturale crée efficacement des «barrières» artificielles, améliorant la rétention d'eau dans le sol. La capacité de rétention d'eau augmentée dans les sols stratifiés peut être attribuée à plusieurs mécanismes, comme décrit ci-dessous.

A.6.1 Effets de la stratification texturale du sol sur l'infiltration d'eau

Pendant l'infiltration, le mouvement d'eau vers le bas peut être obstrué par la stratification texturale du sol. Deux phénomènes sont responsables de la stagnation de l'eau et de l'augmentation du stockage d'eau dans les sols stratifiés pendant l'infiltration : l'effet de barrière capillaire et l'effet de barrière hydraulique, qui peuvent ensemble être désignés sous le nom de barrières de flux (Alfnes *et al.*, 2004 ; Si *et al.*, 2011).

Dans les sols multicouches pendant l'infiltration et dans des conditions non saturées, un effet de barrière capillaire se produit lorsqu'un matériau à texture fine repose sur un matériau à texture grossière. Dans cette disposition, la couche inférieure présente une conductivité hydraulique plus élevée que la couche supérieure dans des conditions humides ou saturées. Cependant, dans des conditions relativement sèches, la couche inférieure montre une conductivité hydraulique plus faible (McCartney et Zornberg, 2010). Dans des conditions non saturées, une connexion hydraulique efficace ne se produit pas dans la couche à texture grossière car sa conductivité hydraulique est significativement plus faible que celle du sol à texture fine supérieur. Par conséquent, lorsque l'eau infiltrante atteint l'interface avec la couche à texture grossière non saturée, elle ne parvient pas à franchir cette limite en raison de la conductivité hydraulique non saturée inefficace dans la couche inférieure. Cet effet de barrière capillaire entraîne une rétention accrue d'eau dans la couche plus fine au-dessus, qui serait autrement drainée sous l'effet de la gravité.

À mesure que la teneur en eau dans la couche supérieure augmente, la différence de conductivités hydrauliques non saturées entre les matériaux à texture fine et grossière, ainsi que la succion à l'interface, diminuent. Une fois que la succion à cette limite diminue jusqu'à une valeur suffisamment faible pour que la couche inférieure établisse une conductivité hydraulique efficace, l'effet de bris capillaire se dissipe (Bruch, 1993 ; Si *et al.*, 2011) mais sera récupéré à nouveau après le drainage de l'eau en excès. Pour concevoir une telle barrière, le rapport des conductivités

hydrauliques saturées des matériaux à texture grossière et fine (de 2 à 3 ordres de grandeur) peut servir de critère (Bruch, 1993).

Dans une configuration inverse, où un matériau à texture grossière recouvre un matériau à texture fine, l'infiltration de l'eau peut une fois de plus être entravée, cette fois en raison d'un effet de barrière hydraulique. Cela se produit lorsque l'eau d'infiltration rencontre une couche à texture fine avec une faible conductivité hydraulique (Hillel et Talpaz, 1977). L'eau continuera à s'accumuler au-dessus de l'interface jusqu'à ce que la succion à l'interface atteigne une valeur suffisamment faible pour que la conductivité hydraulique du matériau à texture fine puisse soutenir une connexion hydraulique (Zornberg *et al.*, 2010).

Toute imperfection verticale ou perturbation dans la couche à texture fine, telle que des fissures ou des canaux racinaires, facilitera l'infiltration de l'eau sous forme d'écoulement préférentiel, établissant ainsi une dérivation hydraulique entre les deux couches. Par conséquent, cela affaiblit l'efficacité de la barrière capillaire (Alfnes *et al.*, 2004 ; Si *et al.*, 2011). De plus, si la couche à texture grossière est située à proximité de la nappe phréatique, l'effet cesse de se produire en raison de sa conductivité hydraulique saturée plus élevée (X. Li *et al.*, 2014; Unger, 1971) à moins que la couche ne soit suffisamment épaisse.

A.6.2 Effets de la stratification texturale du sol sur la montée de l'eau

Dans un sol multicouche, le processus d'évaporation peut avoir des effets positifs ou négatifs sur la montée de l'eau dans chaque couche, en fonction de ses propriétés hydrauliques, de la profondeur de la nappe phréatique et de l'épaisseur. En effet, l'effet de bris capillaire se manifeste également pendant le processus d'évaporation lorsqu'un matériau à texture grossière recouvre une couche à texture fine (Bruch, 1993 ; McCartney et Zornberg, 2010 ; Pabst *et al.*, 2018 ; Shokri *et al.*, 2010). Une fois que l'effet de bris capillaire se produit dans la direction ascendante, le flux ascendant diminue, entraînant une teneur en humidité plus faible dans la couche supérieure. L'épaisseur de la couche à texture grossière joue un rôle crucial dans la détermination de son impact sur la perte d'eau ascendante. Si la couche est excessivement épaisse et que la montée capillaire à l'intérieur de la couche est insuffisante pour atteindre son interface supérieure, l'eau ne montera pas jusqu'au sommet, entraînant un effet négatif sur la perte d'eau par évaporation (Li *et al.*, 2014).

ANNEXE B ARTICLE 4: A METHODOLOGICAL APPROACH TO STUDY THE IMPACT OF VEGETATION ON RECLAMATION COVER PERFORMANCE USING EXPERIMENTAL CELLS

Soumis à la conférence ICARD2024 rédigé par H. Arabyarmohammadi, M. Guittonny et I. Demers.

B.1 ABSTRACT

Water balance of covers used to control AMD generation can be modified by the presence of revegetated soil layers as vegetation is proved to influence the contributions of water balance components. Moreover, the hydrogeological properties of construction materials used in reclamation cover systems may undergo alterations due to the colonization of plant roots, potentially impacting system performance. This paper presents a methodological approach for studying the impact of plants on the performance of mine reclamation covers. The proposed method was developed in field experimental cells at the medium scale (10m x 10m), constructed in form of geomembrane-lined inverse truncated pyramid lysimeters, specifically for covers with elevated water tables, but it can be scaled up and applied to most reclamation covers. We demonstrated the proposed approach using two types of vegetation (woody and herbaceous) to cover both prospective revegetation scenarios and used a fast-growing woody type to maximize the potential impacts in the short study period. The methodology describes the acquisition of field data such as water balance components, vegetation parameters, hydrogeological properties including root effects, and the reliable measurement methods for each including instrumentation and sampling. Additionally, we showed how the approach provides the necessary input parameters for land climate boundary condition while simulating the cover performance with GeoStudio's SEEP/W numerical model.

Key Words: water balance measurements, hydrogeological properties, root colonization effects, mine reclamation covers, field experimental cell, numerical modelling

B.2 INTRODUCTION

Mining activities and the processing of minerals typically result in the disposal of substantial volumes of waste materials that have the potential to generate acidic conditions. These materials are often stored in containment facilities, which must undergo reclamation upon closure in

accordance with environmental regulations. To address this requirement, cover systems are commonly employed over such facilities. These cover systems are primarily aimed at preventing or minimizing the infiltration of water and gaseous oxygen into the waste materials, thereby limiting the generation of acidic byproducts (Bussière & Guittonny, 2020). The effectiveness of a designed cover system throughout its operational lifespan hinges on its ability to retain integrity across various factors, particularly its management of water. This requires the cover system to adequately accommodate all potentially disruptive elements, such as vegetation (Arabyarmohammadi et al., 2023; Bussière & Guittonny, 2020). Once a reclamation cover is constructed, it may host a pre-designed vegetation component or be subjected to natural plant succession. Once established, vegetation can have significant effects on the water balance of reclamation covers (Arabyarmohammadi et al., 2023; Bussière & Guittonny, 2020; Guittonny et al., 2019) by influencing processes such as transpiration, evapotranspiration, soil moisture retention, erosion control, and microclimate modification.

In fact, vegetation can absorb water from the soil through their roots and release it into the atmosphere through transpiration (Lamarche et al., 2021). This process can reduce the amount of water available for other purposes, such as runoff or percolation. In areas with high vegetation cover, transpiration rates can be significant and may contribute to the reduction of soil moisture levels and groundwater recharge (Waugh, 2001). Evapotranspiration, which combines the processes of evaporation from soil and transpiration from plants, can also be higher in vegetated areas compared to unvegetated areas. This can lead to higher rates of water loss from the soil surface and vegetation canopy, influencing the overall water balance of the reclamation cover (Arnold et al., 2015; Fraser, 2014; Williams et al., 2006).

One of the most notable alterations induced by plants in soil structure includes the development of interconnected macro-pores and water-stable aggregates through root penetration. These changes enhance soil aeration and could potentially facilitate water movement and storage within the soil (Angers & Caron, 1998; Ng et al., 2019; Shao et al., 2017). Conversely, vegetation can help retain moisture in the soil by reducing surface runoff and increasing infiltration rates (Zhang et al., 2015). Its presence can also enhance soil structure, organic matter content (Guittonny-Larchevêque et al., 2016; Iskandar et al., 2022), and microbial activity, which contribute to improved water retention capacity. The root systems of vegetation help bind soil particles together, reducing the risk of erosion caused by wind or water (Conesa et al., 2007; Tordoff et al., 2000; Wick et al., 2007). By

stabilizing the soil surface, vegetation can minimize the loss of soil and associated nutrients, which can affect the overall water balance of the reclamation cover.

Vegetation can modify local microclimatic conditions by providing shade, reducing wind speed, and altering surface roughness (Gee et al., 1988). These changes can influence evaporation rates, soil moisture distribution, and the overall hydrological regime of the reclamation cover.

Since vegetation can significantly influence various components of the water balance, considering vegetation parameters allows for a more comprehensive understanding of how water moves through and interacts with the reclamation cover. As a result, incorporating vegetation parameters into water balance modeling of reclamation covers is crucial for accurately simulating and predicting the hydrological processes occurring within these engineered systems.

This paper presents a methodological approach combining geotechnical, hydrogeological and plant biology measurements for studying the impact of plants on the water budget and on the hydrogeological properties of cover materials, to finally evaluate globally the performance of revegetated mine reclamation covers. The proposed methodological approach was implemented along 4 years in field lysimeter cells at the medium scale (10m x 10m) reproducing a cover with elevated water table.

B.3 METHODOLOGY

B.3.1 Installation and Instrumentation of the Experimental Cells

In order to study the effects of plants on the water balance components of the cover, three experimental cells were constructed in form of inverse truncated pyramidal lysimeters (Fig. B.1). One of the cells served as the control, without any vegetation, yet the other two hosted to different types of vegetation (herbaceous and woody plants). The cells were equipped with water content sensors in the middle of each material layer and water level monitoring pipes at the center to enable acquisition of temporal volumetric water content and water table position (Fig. B.2). More details on the instrumentation can be found in (Arabyarmohammadi et al., 2023).

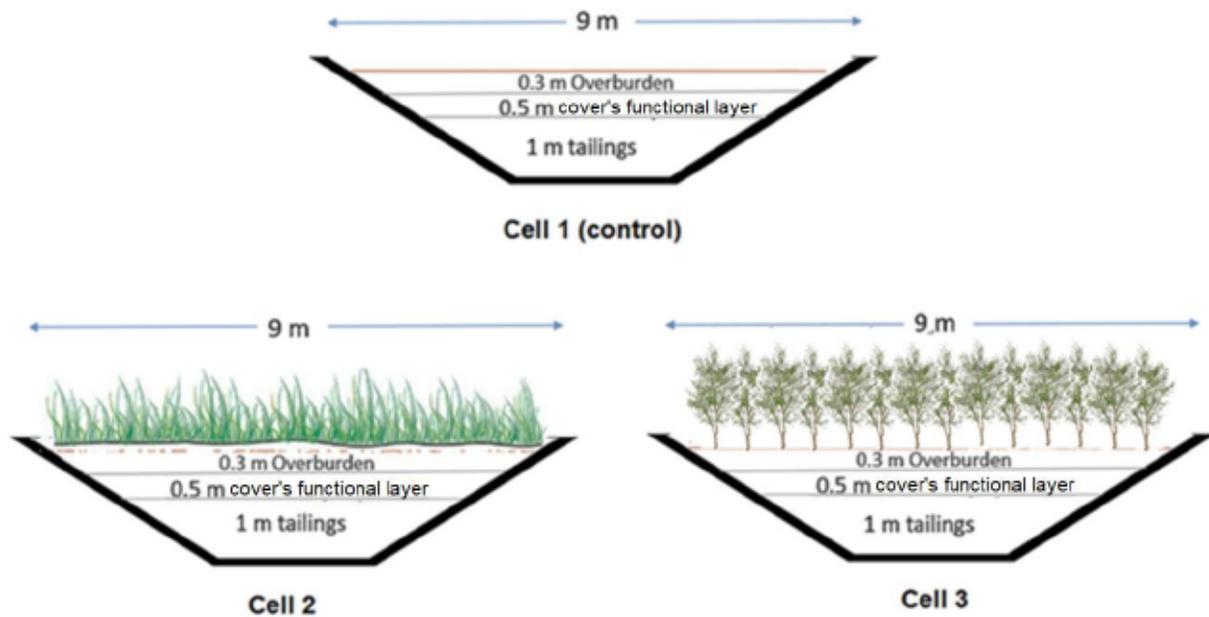


Figure B.1 Schematic section of the three suggested experimental cells

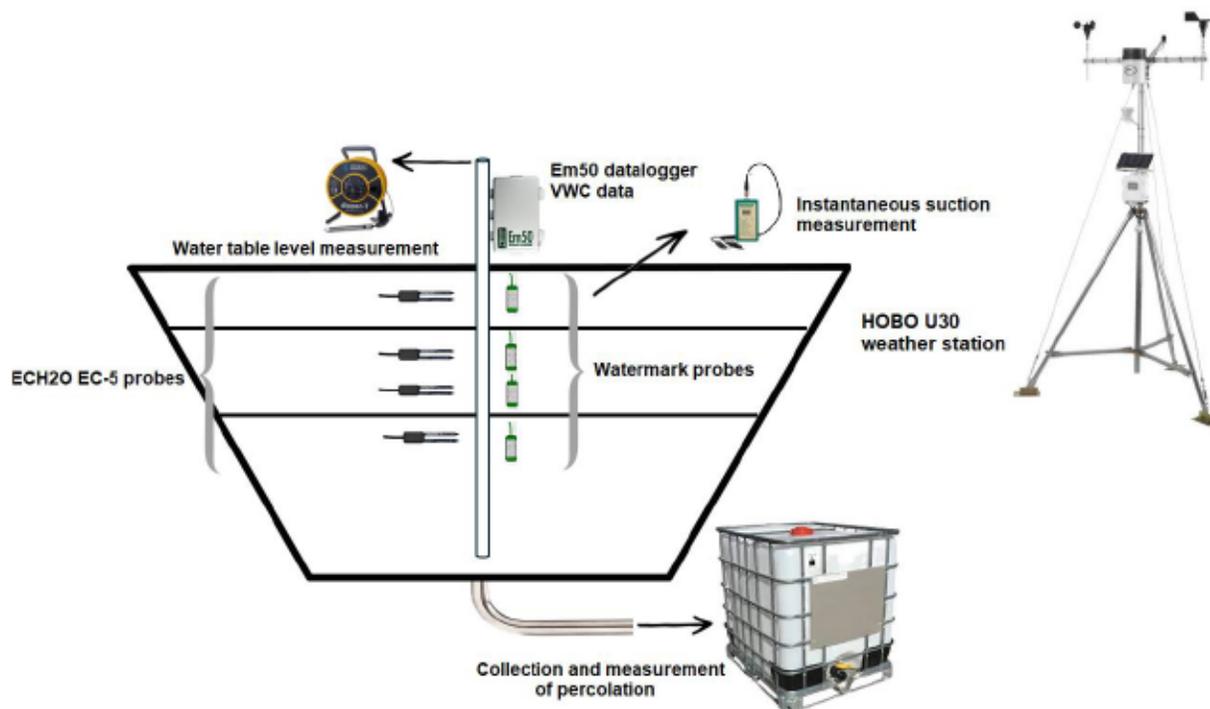


Figure B.2 Representation of the instrumentation pattern for each experimental cell

B.3.2 Design of Vegetation

Herbaceous seeding in cell 2 was performed using a commercial lawn seeding mix (Ecoturf Herbionik grass seeds (Gloco, Botanix), 200 kg/ha) combined with 500 kg/ha of mineral fertilizer (Botanix 12-24-6 rooting fertilizer) (Burger & Zipper, 2011)). The exact herbaceous species are: 23% Hard Fescue (Rhino / Aurora), 20% Grass fescue (Culumbra II / Chancellor), 20% Creeping red fescue (Aberdeen) *E, 20% Perennial ryegrass (Medaillon / Ragnar II), 14% Kentucky blue grass (Appalachian / Midnight II), 3% White clover. Planting design in cell 3 included 1.2 m-long cuttings of *Salix miyabeana* (clone Sx64) at 1 m spacing. Fast-growing willows were selected for this study to enable timely maximization of plant effects on the water balance (Chevé et al., 2018; Guittony-Larchevêque et al., 2016). Each cutting was fertilized at planting with 30 g of mineral fertilizer (N-P-K : 21-2-4).

B.3.3 Field Data Collection and Calculation of Water Balance components

After collecting the data from data loggers and performing the required adjustments according to the calibration curve, volumetric water content (θ_i) was converted into soil water storage in equivalent millimeters of rainfall (S_i) for the area of the lysimeter (A) and the corresponding thickness of the materials (t_i). In fact, the θ_i values obtained are assumed to be the representative soil moisture content for the depth interval equal to the thickness. Considering the truncated pyramidal geometry of each layer, we have:

$$S_i \text{ (mm)} = \frac{\theta_i \times V_i}{A} = \frac{\theta_i \times t_i \times (a_i^2 + a_i b_i + b_i^2)}{3A} \quad (B.1)$$

where:

V_i : volume of each layer

a_i : top side of the corresponding inverse truncated pyramid

b_i : bottom side of the corresponding inverse truncated pyramid

The total amount of water stored in the profile is therefore calculated as:

$$S = \sum_{i=1}^n S_i \quad (B.2)$$

Variation in water storage is calculated by integrating the increase or decrease in θ compared to an initial value (at the beginning of the period of interest).

$$\Delta S = S_f - S_i \quad (B.3)$$

Values of degree of saturation (S_r) can also be calculated for each layer using the volumetric water content and porosity values measured:

$$S_{r_i} = \frac{\theta_i}{n_i} \quad (B.4)$$

Deep infiltrations (G) outside the cells could be carried via PVC tubes of 2 inch diameter into either a tipping bucket arrangement (TBL/0.5L tipping bucket flow gauges, HyQuest Solutions, NSW, Australia) connected to HOBO UX90-001 data loggers or towards collection tanks equipped with diver pressure probes and data loggers (van Essen, the Netherlands). Water volumes were then converted to equivalent mm of infiltration as described in a previous research by the authors (Arabyarmohammadi et al., 2023).

Runoff and lateral drainage were considered minimal due to the flat topography of the area where lysimeters are installed and the horizontal soil layers.

Climate data, including precipitation (P), wind speed and direction, air temperature and humidity were recorded using an automated HOBO U30 weather station (Onset Computer Corporation, USA) installed on the site. Actual evapotranspiration (ET) can be obtained algebraically by applying the water balance equation to each lysimeter:

$$ET = P - (G + \Delta S) \quad (B.5)$$

B.3.4 Plant survival monitoring, LAI measurement, and root observation trenches

For a span of four years following the revegetation (in current study 2018-2021), all experimental cells underwent continuous monitoring (Fig. B.3). Aboveground development of willows was monitored each year by measuring survival, height, and diameter (for all plants). Also, plants were subjected to measurements of total leaf surface and extent of canopy to obtain leaf area index (LAI). In order to perform this measurement, in cell 3, the leaves of each plant were harvested separately and sent to the laboratory, analysed by LI-3100C leaf area meter (LI-COR Bioscience, Lincoln,

NE, USA). In case of cell 2 with herbaceous plants, however, another procedure was used. A one-square-meter surface (quadrat) was randomly selected, all its photosynthesized (green) parts were harvested separately into a bag. In the laboratory, the different species in each bag were carefully separated, subsamples of each species groups were taken, leaf area of each of these subsamples was then measured using similar procedures as in willows. Then, the subsamples were dried and weighed rendering a ratio of leaf area to corresponding dry matter for each species. Next, the whole plants of each species group in the initial sample were dried giving the total dry mass for each species. Finally, by using the previously obtained ratio, the total leaf area for each species was estimated. This protocol was performed three times.

Roots of fast-growing willows can reach depths exceeding 60 cm within a three-year timeframe (Guittonny-Larchevêque and Lortie 2017). A plan was devised to excavate root observation trenches (four per cell) in the cell with willows (cell 3) considering a 60-cm potential depth. This excavation was scheduled to take place at the conclusion of the project, with a specific focus on investigating the maximum rooting depth within the cover profile (Guittonny-Larchevêque and Lortie 2017), particularly emphasizing coarse roots. This emphasis stems from the recognition that sampling already done via a coring method is more suitable for studying fine roots rather than coarse roots (Addo-Danso et al. 2016).

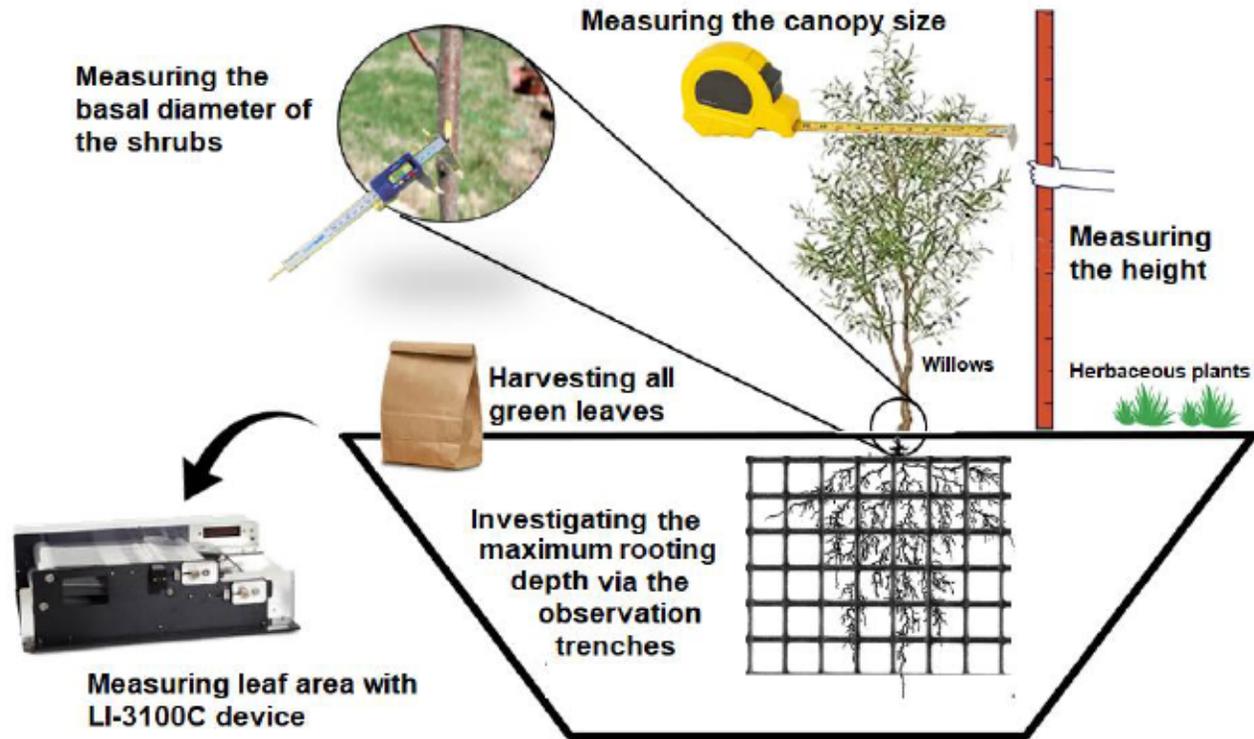


Figure B.3 Representation of the vegetation measurements performed on a cell

B.3.5 Specific sampling campaign to evaluate rooting behavior across the cover depth

In the autumn of third year (2020), samples were extracted from each vegetated cell using a metal cylinder driven into the soil to the full depth of the reclamation layers (with dimensions of 10 cm in diameter and 10-20 cm in length) to assess root colonization within the reclamation materials, resulting in four full-depth cores per material layer. Subsequently, the boreholes were replenished with fresh material. These cores were then segregated based on material layer (overburden and Goldex tailings as the cover's functional layer) and sampling horizon to align with the layers where water storage is evaluated using θ sensors. Precise measurements of core lengths were recorded to facilitate accurate volume calculations.

The collected cores were transported to the laboratory and stored in moisture-sealed plastic bags at 4 °C. Subsequently, roots were meticulously separated from the soil using tap water and two sieves (#14 and #25, with mesh sizes of 1400 and 278 μm , respectively), then subjected to scanning and

drying in an oven at 60 °C to determine dry biomass weight. Scans of the extracted roots were analyzed using WinRHIZO software (Regular version, Regents Instruments Inc., Québec), which helps computing various parameters such as root length density (RLD).

B.3.6 Specific Sampling for the Purpose of the Hydrogeological Study

In the final year of monitoring (2021), a set of undisturbed core samples (1-4 cores per cell) were randomly procured from the functional layer of the cover (Goldex tailings layer) to evaluate both k_{sat} (saturated hydraulic conductivity) and WRC (water retention curve) under laboratory conditions. These samples were gathered from the uppermost stratum of the Goldex tailings using a metal double-cylinder core sampler, which deposited them directly into rigid tubes of either 10 cm in diameter and 20 cm in length or 15 cm in diameter and 30 cm in length. Subsequently, the undisturbed core samples were stored at 4 °C until they were ready for analysis. The k_{sat} measurements were conducted using a rigid wall permeameter, following the guidelines outlined in ASTM D5856, which was attached directly to the tubes holding the samples. The k_{sat} values obtained were then compared to those predicted by the modified Kozeny-Carman equation, as proposed by Mbonimpa et al. (Mbonimpa et al., 2002):

$$k_{sat} = C_g \frac{\lambda_w e^{\chi+3}}{\mu_w (1+e)} C_U^{1/3} D_{10}^2 \quad (B.6)$$

Where D_{10} is grain diameter at 10% passing, C_U is uniformity coefficient, e is void ratio, λ_w is the unit weight of water (9.8 kN/m³), μ_w is the dynamic viscosity of water (10⁻³ Pa.s), C_g and χ are constants defined in previous works (0.1 and 2, respectively).

Two miniature undisturbed subsamples were next prepared from each fully saturated core by inserting sharp-edged metal cylinders (6 cm in diameter, 5 cm in length) into both ends of the sample (Fig. B.4). The remaining materials were stored at 4 °C. The sample-holding metal cylinders were then directly attached to standard Tempe cell arrangements and weighed to determine the water retention curves (WRC) following the protocol outlined in ASTM D6838-02. Subsequently, the Tempe cells were disassembled, and the contents were carefully measured for their dimensions. Along with the remainder materials from the subsampling step, tested samples were weighed to ascertain their dry mass before undergoing the root washing process.

After obtaining the data points for water retention, the most precise representation of the water retention curve was achieved by fitting it with the van Genuchten model, utilizing Mualem's

conductivity model via the RETC code (Van Genuchten et al., 1991). The measured AEV and maximum desorption rate (DR_{max}) were deduced from the best-fit WRCs. AEV estimation from the curve was determined as the suction at which S_r equals 0.9 (Aubertin et al., 1997), while DR_{max} values were manually computed as the maximum gradients of the WRCs.

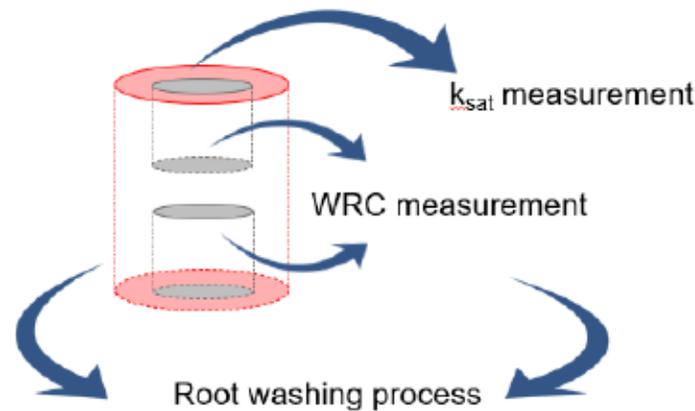


Figure B.4 Subsampling and measurement pattern for the undisturbed cores

Furthermore, the WRCs of the Goldex layer within each cell were predicted using the Modified Kovács (MK) model (Aubertin et al., 2003), which relies on geotechnical properties, and compared to fitted curves based on Tempe cell measurements. Porosities were input into the model based on the saturation of the samples (S_r range of 80–100%) (Barry, 2023; Diallo, 2023). The measurement was done by oven drying all derivatives of the initial samples, obtaining the mass of evaporated water and also considering the geometry of the initial cylindrical sample:

$$\text{Porosity} = \frac{\text{Mass of evaporated water}}{\text{volume of the sample}} \quad (\text{B.7})$$

Predicted AEV and DR_{max} values were calculated from the projected WRCs.

B.4 INTERPRETATION OF THE RESULTS

Calculation of the ET based on the rest of water balance components for the whole growing season could help us evaluate the effect of the two different vegetation types. This comparison was performed with pie charts as shown in Fig. B.5. As an example, our study showed that the contributions of percolation and water storage in the water balance of the cells were modified by

presence of vegetation, while the main water balance component in both presence and absence of vegetation was evapotranspiration.

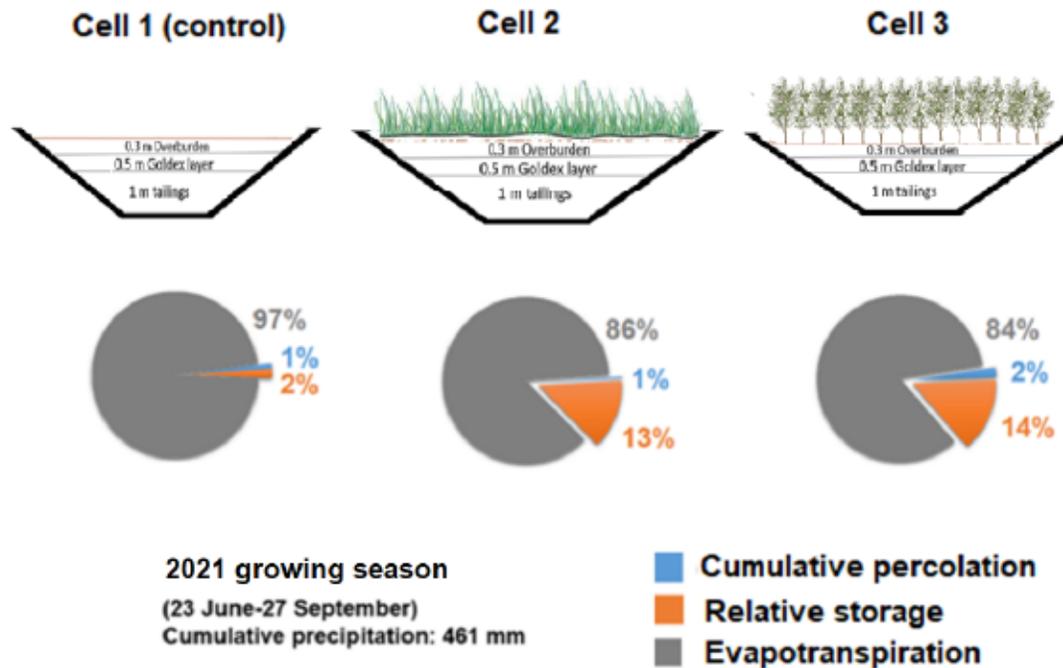


Figure B.5 Pie chart comparison of the cells' water balance for the 2021 different growing season (Arabyarmohammadi et al., 2023)

Conducting the combined hydrogeological tests and root analyses suggested in current methodology allows for the examination of potential links between certain root-derived parameters (e.g., RLD) and hydrogeological parameters (e.g., k_{sat} , AEV, and DR_{max}). As an example, in a recent study by authors (Arabyarmohammadi et al. 2024) upon examining the graphical representations in the data analysis, the scatter plots between root parameters and hydrogeological properties did not reveal any discernible correlation. Also, no significant impact of roots on the main hydrogeological variables such as k_{sat} was observed (Figure B.6).

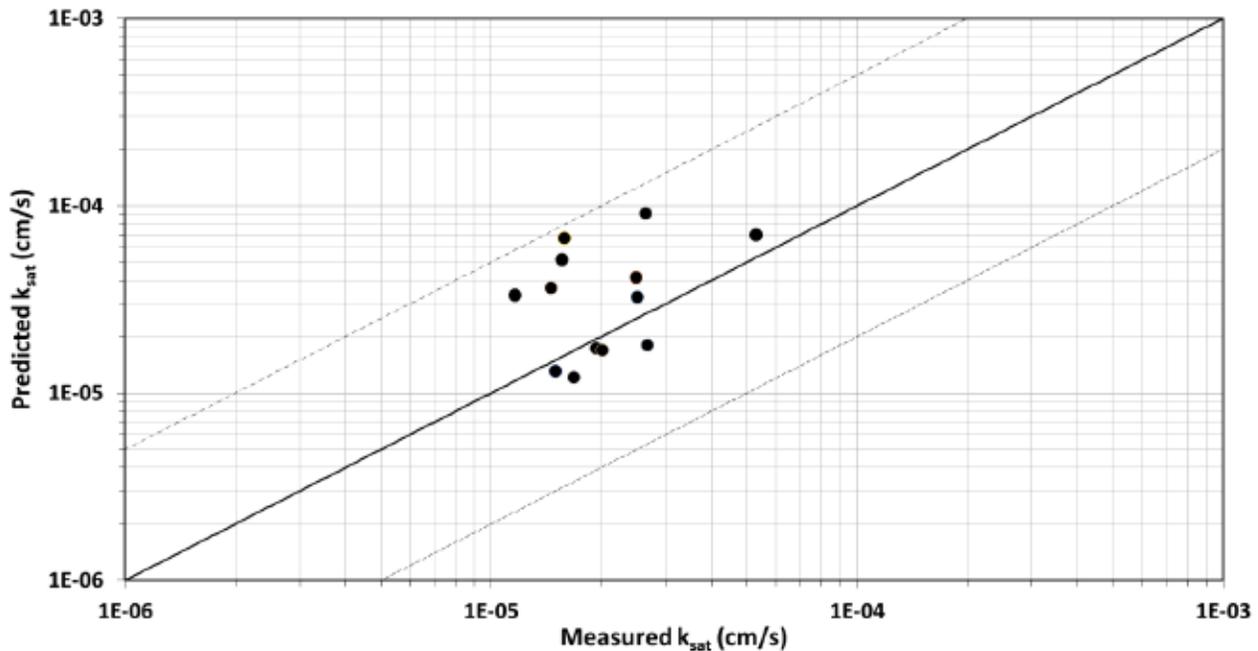


Figure B.6 Model-predicted k_{sat} values versus lab-measured k_{sat} values, the dotted lines represent the acceptable ± 0.5 order of magnitude deviation region (Arabyarmohammadi et al., 2024)

One other benefit of the suggested methodology is to supply the required input vegetation parameters for the modelling of a reclamation cover. Including vegetation in the modelling is useful because just like any geotechnical system, mine reclamation covers evolve with ecological processes (DeJong et al., 2015). With such integration in the model, we are able to perform sensitivity analysis regarding the possible evolution of the vegetation and associated parameters once the model output is calibrated and validated with water balance measurements in the cells.

To consider vegetation data in the SEEP/W numerical model, several input parameters are needed including the normalized root length density function, rooting depth, LAI, plant cover, and Plant Limiting suction functions (PLF). Except from the PLF which could be obtained from the literature, all other inputs are reachable via the methodology discussed. Moreover, the hydrogeological parameters modified by roots, if it is the case, can be input in the modelling to be closer to reality. Figure B.7 shows the measured root length density function curve via the full-length coring method discussed in the materials and methods section.

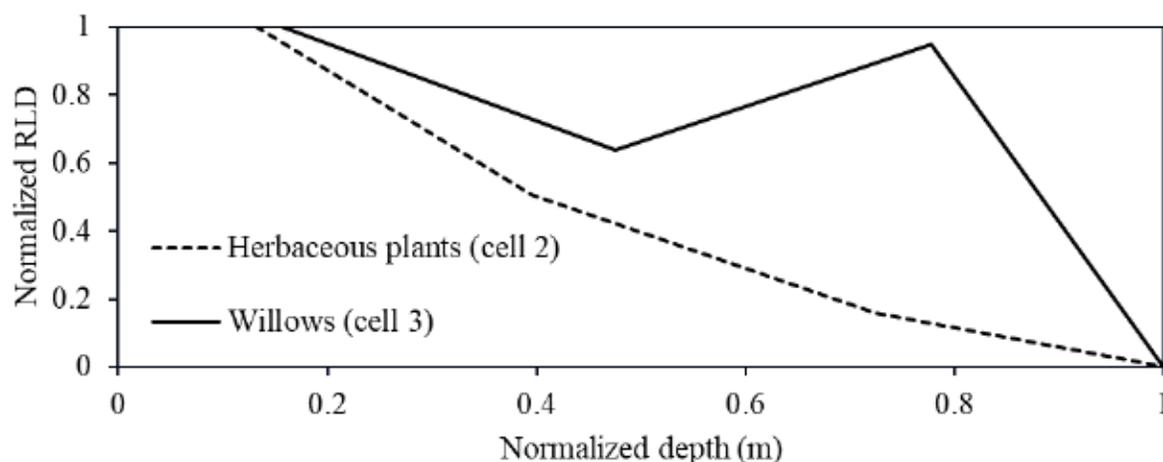


Figure B.7 Representation of the normalized root length density functions (Geo-Slope, 2018) as for two example vegetations in cells 2 and 3.

B.5 CONCLUSION

The present paper introduces a methodological approach that integrates geotechnical, hydrogeological and plant biology measurements to investigate how plants affect the water balance and hydrogeological characteristics of cover materials. This was done through demonstrating how to monitor vegetation and obtain the required parameters for the modelling, and to assess the plant-modified hydrogeological parameters. The suggested methodology will facilitate the understanding of the impacts and integration of revegetation practices into the engineering and hydrogeological designs of mine reclamation covers, thereby enhancing their long-term effectiveness.

B.6 REFERENCES

- Angers, D. . A., & Caron, J. (1998). Plant-induced changes in soil structure: Processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, 42, 55–72.
- 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). <https://doi.org/10.1007/s12665-023-10969-1>
- Arabyarmohammadi, H., Guittonny, M., & Demers, I. (2024). Root colonisation effects on the key hydrogeological properties of a reclamation cover with an elevated water table. *International*

Journal of Mining, Reclamation and Environment, 1–14.
<https://doi.org/10.1080/17480930.2024.2325187>

Arnold, S., Schneider, A., Doley, D., & Baumgartl, T. (2015). The limited impact of vegetation on the water balance of mine waste cover systems in semi-arid Australia. *Ecohydrology*, 8(3), 355–367. <https://doi.org/10.1002/eco.1485>

Aubertin, M., Chapuis, R. P., Bouchentouf, A., & Bussière, B. (1997). Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, 731–746.

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6), 1104–1122. <https://doi.org/10.1139/t03-054>

Barry, A. F. (2023). *Impact de la colonisation racinaire sur les propriétés hydrogéologiques d'une couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée*. Polytechnique Montréal.

Burger, J. a., & Zipper, C. E. (2011). How to Restore Forests on Surface-Mined Land. *Virginia Cooperative Extension Service*, 460(123), 1–20. www.ext.vt.edu

Bussière, B., & Guittonny, M. (2020). *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine* (First edit). CRC Press. <https://www.routledge.com/Hard-Rock-Mine-Reclamation-From-Prediction-to-Management-of-Acid-Mine-Drainage/Bussiere-Guittonny/p/book/9781138054516>

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 Closure 2018*, 549–562.

Conesa, H. M., García, G., Faz, Á., & Arnaldos, R. (2007). Dynamics of metal tolerant plant communities' development in mine tailings from the Cartagena-La Unión Mining District (SE Spain) and their interest for further revegetation purposes. *Chemosphere*, 68(6), 1180–1185. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2007.01.072>

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>

Diallo, M. L. (2023). *Effet des racines mortes sur les propriétés hydrogéotechniques des résidus utilisés comme matériaux de recouvrement sur le site minier Manitou*. Polytechnique Montréal.

Fraser, S. (2014). *Evaluating the Influence of Vegetation on Evapotranspiration*. McMaster University.

Gee, G. W., Beedlow, P. A., & Skaggs, R. L. (1988). Water balance. In W. H. Rickard, L. E. Rogers, B. E. Vaughan, & S. E. Liebetrau (Eds.), *Shrub-steppe: balance and change in a semi-arid terrestrial ecosystem* (p. 272). Elsevier.
https://books.google.com/books/about/Shrub_Steppe.html?id=VNL_PM31EwoC

Geo-Slope. (2018). *Heat and Mass Transfer Modeling with GeoStudio*. GEOSLOPE International Ltd.

Guittouny-Larchevêque, M., Meddeb, Y., & Barrette, D. (2016). Can graminoids used for mine tailings revegetation improve substrate structure? *Botany*, 94(11), 1053–1061.
<https://doi.org/10.1139/cjb-2016-0015>

Guittouny, 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*.

Iskandar, I., Suryaningtyas, D. T., Baskoro, D. P. T., Budi, S. W., Gozali, I., Suryanto, A., Kirmi, H., & Dultz, S. (2022). Revegetation as a driver of chemical and physical soil property changes in a post-mining landscape of East Kalimantan: A chronosequence study. *Catena*, 215, 106355.
<https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2022.106355>

Lamarche, C., Guittouny, M., Bussière, B., & Chevé, N. (2021). Direct measurement of transpiration on a monolayer cover built on mine waste rocks. *GEONLAGARA*.

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

Ng, C. W. W., Chen, Y., Chen, R., & Guo, H. (2019). Effects of vegetation type on water infiltration in a three-layer cover system using recycled concrete. *J Zhejiang Univ-Sci A (Appl Phys & Eng)*, 20(1), 1–9. <https://doi.org/10.1631/jzus.A1800373>

Shao, W., Ni, J., Kwan Leung, A., Su, Y., & Ng, C. W. W. (2017). Analysis of plant root-induced preferential flow and pore-water pressure variation by a dual-permeability model. *Canadian Geotechnical Journal*, 11(54), 1537–1552. <https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0629>

Tordoff, G. M., Baker, A. J. M., & Willis, A. J. (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, 41(1–2), 219–228. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00414-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00414-2)

Van Genuchten, M. T., Leij, F. J., Yates, S. R., & Williams, J. R. (1991). *The RETC Code for Quantifying Hydraulic Functions of Unsaturated Soils*. https://www.researchgate.net/publication/255632463_The_RETC_Code_for_Quantifying_Hydraulic_Functions_of_Unsaturated_Soils

Waugh, W. J. (2001). Uranium Mill Tailings Covers: Evaluating Long-Term Performance. *International Containment & Remediation Technology Conference*, 10–13.

Wick, A. F., Stahl, P. D., Rana, S., & Ingram, L. J. (2007). Recovery of reclaimed soil structure and function in relation to plant community composition. *Proceedings American Society of Mining and Reclamation*, 941–957. <https://doi.org/10.21000/JASMR07010941>

Williams, D. J., Stolberg, D. J., & Currey, N. A. (2006). Long-Term Monitoring of Kidston 'S' "Store / Release" Cover System Over Potentially Acid Forming Waste Rock Piles. *7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, 2385–2396.

Zhang, L., Wang, J., Bai, Z., & Lv, C. (2015). Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. *Catena*, 128, 44–53. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.016>