



## 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.

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

INFLUENCE DE LA VÉGÉTATION ET DES RACINES SUR LA  
PERFORMANCE D'UNE COUVERTURE À EFFETS DE BARRIÈRE  
CAPILLAIRE SUR UN SITE MINIER DIX-SEPT ANS APRÈS RESTAURATION

THÈSE

PRÉSENTÉE

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DU DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

ALEX PROTEAU

JUILLET 2021



## DÉDICACE

*À Ayla,*

*Arrivée en même temps que cet ouvrage.*

*J'essaierai de répondre à toutes tes questions*

*comme mes parents l'ont fait pour moi.*



## REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier ma directrice Marie Guittonny pour son encadrement et sa patience ainsi que mes codirecteurs Bruno Bussière et Abdelkabir Maqsoud pour leur appui ainsi que pour leurs précieux conseils. Je remercie aussi Isabelle Demers, Anne-Marie Dagenais ainsi que R.V. (Ron) Nicholson d'avoir évalué cette thèse.

Je remercie aussi l'Institut de Recherche en Mines et Environnement UQAT-Polytechnique et le FRQNT en collaboration avec IAMGOLD et Agnico Eagle de m'avoir permis de réaliser ce projet et fourni un support financier. Mes remerciements vont aussi au MERN pour nous avoir donné accès au site de recherche.

Je tiens à remercier l'équipe technique de l'URSTM pour leur aide lors de ce projet. Un merci spécial à Tony Grondin et Yvan Poirier pour leur aide, leur bonne humeur et leur ingéniosité. Je remercie aussi l'équipe administrative de l'UQAT / IRME pour leur apport tout au long de mon cheminement. Je pense plus particulièrement à Danièle Laporte qui m'a grandement appuyé, a réglé la majorité de mes problèmes et m'a aiguillé à travers mes démarches administratives, et ce du tout premier jour au dernier.

J'aimerais remercier les stagiaires qui m'ont aidé dans ce projet : Antoine Beaulieu, Dave Ste-Croix, Philippe Toutant, Caly Grondin, Christelle Djuissi et Amélie Girard. Merci à tous mes amis et collègues étudiants. Je tiens aussi à remercier Gary Schudel pour son aide éditoriale lors de la rédaction des articles présentés dans cette thèse.

Je remercie aussi toute ma famille. Ma mère et mon père qui m'ont soutenu tout au long de mon cheminement académique, du premier jour de maternelle à ma soutenance de thèse. Merci à Maxime, Sara et Fred de m'avoir appris la patience et la persévérence. Merci aussi à Clémence et Paulyne et tout le reste du clan de m'avoir donné une deuxième famille. Merci à mes amis, particulièrement à Henry, Alexandre, Maxime et Julien pour leurs soutiens. Merci à tous mes groupes d'amis D&D de m'avoir gardé sain d'esprit. Et finalement, un grand merci à Nathalie Ayotte, ma conjointe, pour m'avoir soutenu, aidé et nourri à travers tout ce travail et à Ayla qui vient juste d'arriver dans ce monde et avec qui j'ai tant de choses à partager.

## AVANT-PROPOS

Les travaux de cette thèse contribuent à améliorer les connaissances dans le domaine de l'impact de la végétation sur les paramètres hydrogéologique du sol et particulièrement leurs impact sur la performance d'une couverture à effet de barrière capillaire visant à limiter la production de drainage minier acide. Cette thèse a été rédigée par articles, et les trois articles ont été publiés dans les revues « Revue canadienne de géotechnique », « Minerals » et « Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering ».

Je suis le principal auteur de l'ensemble des chapitres de cette thèse. Ma Directrice de recherche Marie Guittonny a révisé tous les chapitres et a contribué à les rendre plus concis et structurés. Elle m'a aussi orienté lors de l'interprétation des résultats. J'ai aussi bénéficié des commentaires de mes co-directeurs de recherche Bruno Bussière et Abdelkabir Maqsoud. Ils ont aussi révisé de manière critique et constructive le contenu des articles.



## TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	xiii
LISTE DES TABLEAUX.....	xix
LISTE DES SYMBOLES.....	xxiii
RÉSUMÉ .....	xxv
ABSTRACT .....	xxix
CHAPITRE 1 INTRODUCTION GÉNÉRALE .....	1
1.1 Problématique .....	3
1.1.1 Impact de la végétation sur la performance des recouvrements d'ingénierie.....	4
1.1.2 Colonisation par la végétation.....	5
1.1.3 Travaux sur l'impact de la végétation sur les systèmes de recouvrement .....	6
1.2 Objectif du projet .....	7
1.3 Avancement et contributions originales.....	8
1.4 Organisation de la thèse .....	9
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE .....	11
2.1 Gestion des résidus miniers.....	11
2.1.1 Réglementation.....	11
2.1.2 Entreposage des résidus.....	14
2.1.3 Le DMA.....	16
2.1.4 Gestion du DMA .....	18
2.1.5 Systèmes de recouvrement .....	21
2.1.6 Types de systèmes de recouvrement .....	23
2.2 Couverture à effets de barrière capillaire .....	30
2.2.1 Historique des CEBC .....	30
2.2.2 Principe de fonctionnement d'une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) .....	31
2.2.3 Propriétés et mécanismes liés à la performance d'une couverture à effets de barrière capillaire .....	36
2.2.4 Études de cas .....	47
2.3 Colonisation végétale .....	56
2.3.1 Les recouvrements et la colonisation végétale .....	56
2.3.2 Études portant sur la végétation et les CEBC.....	57
2.3.3 Effets des racines sur les éléments impactant le fonctionnement des recouvrements.....	60
2.3.4 Paramètres impactant la colonisation racinaire .....	70
2.3.5 Forêt boréale et tempérée nordique .....	75
2.3.6 Les espèces colonisatrices possibles sur la CEBC de l'ancien site Lorraine .....	78
2.4 Synthèse de la revue de littérature et besoins en recherche .....	80

CHAPITRE 3 ARTICLE 1 : ABOVEGROUND AND BELOWGROUND COLONIZATION OF VEGETATION ON A 17-YEAR-OLD COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECT BUILT ON A BOREAL MINE TAILINGS STORAGE FACILITY .....	83
3.1 Abstract .....	84
3.2 Introduction .....	84
3.3 Materials and Methods .....	88
3.3.1 Experimental Site and its CCBE .....	88
3.3.2 Experimental Design .....	90
3.3.3 Measurements, Sampling, and Analyses .....	91
3.3.4 Statistical Analyses.....	94
3.4 Results .....	95
3.4.1 Vegetation Colonization.....	95
3.4.2 Aboveground Parameters .....	97
3.4.3 Belowground Parameters.....	100
3.4.4 Aboveground and Belowground Interactions.....	103
3.5 Discussion .....	104
3.5.1 Vegetation Colonization on the CCBE.....	104
3.5.2 Species Root Depth Colonization.....	107
3.5.3 Correlation between Aboveground and Underground Vegetation....	108
3.6 Conclusions .....	108
CHAPITRE 4 ARTICLE 2 : IMPACT OF ROOTS ON HYDROGEOLOGICAL PARAMETERS SUPPORTING THE PERFORMANCE OF A COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS .....	111
4.1 Abstract .....	112
4.2 Introduction .....	112
4.3 Materials and methods .....	116
4.3.1 Study site .....	116
4.3.2 Experimental design .....	118
4.3.3 Measurements, sampling and analyses.....	120
4.3.4 Saturated hydraulic conductivity ( $k_{sat}$ ) .....	121
4.3.5 Water retention curve .....	123
4.3.6 Root characterizations .....	125
4.3.7 X-ray computed tomography analysis.....	126
4.4 Results .....	127
4.4.1 Geotechnical parameters .....	127
4.4.2 Roots characterization .....	128
4.4.3 Saturated hydraulic conductivity and roots colonization .....	130
4.4.4 Water retention curves.....	132
4.4.5 X-ray computed tomography analysis.....	137
4.5 Discussion .....	138
4.5.1 Root colonization in the moisture-retaining layer .....	138

4.5.2 Hydrogeological properties of the MRL and root parameters.....	139
4.6 Conclusion.....	141
<b>CHAPITRE 5 ARTICLE 3 : OXYGEN MIGRATION THROUGH A COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS COLONIZED BY ROOTS .....</b>	
5.1 Abstract .....	143
5.2 Introduction .....	144
5.3 Materials and methods .....	147
5.3.1 Experimental site .....	147
5.3.2 Vegetation.....	149
5.3.3 Experimental design .....	149
5.3.4 Oxygen consumption tests.....	151
5.3.5 Soil characterizations.....	155
5.3.6 Statistical analyses.....	157
5.4 Results .....	157
5.4.1 Soil properties of the MRL.....	157
5.4.2 Oxygen consumption tests.....	158
5.5 Discussion .....	169
5.5.1 Root colonization in the MRL.....	169
5.5.2 Root colonization and saturation of the MRL .....	170
5.5.3 Root colonization and reactivity coefficients ( $K_r$ ).....	171
5.5.4 Impact of roots on oxygen flux and the overall performance of the CCBE.....	172
5.6 Conclusion.....	174
<b>CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE .....</b>	
6.1 Analyse de la végétation et de son évolution sur la CEBC de Lorraine. ....	176
6.1.1 Évolution à court terme de la végétation.....	176
6.1.2 Futur de la végétation .....	179
6.1.3 Colonisation racinaire.....	180
6.1.4 Retour sur espèces significatives.....	182
6.2 Impact des racines sur la dynamique de l'eau.....	183
6.2.1 Conductivité hydraulique saturée ( $k_{sat}$ ) .....	183
6.2.2 Pression d'entrée d'air (AEV) .....	185
6.2.3 Taux de désorption .....	186
6.2.4 Courbe de rétention d'eau .....	187
6.2.5 Défis reliés aux mesures des propriétés hydrogéologiques avec racines.....	187
6.3 Impact des racines sur la dynamique de l'oxygène.....	189
6.3.1 Coefficient de diffusion ( $D_e$ ) .....	189
6.3.2 Coefficient de réactivité ( $K_r$ ) .....	190
6.3.3 Impact combiné de la végétation sur le flux d'oxygène.....	192
6.3.4 Défis des analyses in situ.....	192
6.4 Performance de la CEBC .....	195

6.4.1 Impact localisé en surface de la CRH.....	196
6.4.2 Impact potentiel sur l'ensemble de la CEBC à long terme .....	196
6.5 Modèle conceptuel de l'évolution de la CEBC .....	198
CHAPITRE 7 CONCLUSION RECOMMANDATION .....	202
7.1 Sommaire .....	202
7.2 Chapitre 3 - Article 1: Aboveground and belowground colonization of vegetation on a 17-year-old cover with capillary barrier effect built on a boreal mine tailings storage facility.....	203
7.3 Chapitre 4 - Article 2 : Impact of roots on hydrogeological parameters supporting the performance of a cover with capillary barrier effects .....	205
7.4 Chapitre 5 - Article 3 : Oxygen migration through a cover with capillary barrier effects colonized by roots.....	206
7.5 Dernières remarques.....	207
ANNEXE A1 METHODOLOGICAL APPROACH TO STUDY OXYGEN FLUXES IN A COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECT WHEN COLONIZED BY PLANT	
ROOTS .....	208
A1.1 Abstract: .....	208
A1.2 Introduction .....	209
A1.3 Experimental study.....	211
A1.3.1 Experimental site.....	211
A1.3.2 Experimental plot.....	213
A1.3.3 Characterization of aboveground vegetation .....	213
A1.3.4 OC tests on the MRL .....	214
A1.3.5 Characterization of root colonization of MRL materials .....	214
A1.3.6 Characterization of physical properties of MRL materials .....	215
A1.3.7 POLLUTE modelling.....	217
A1.3.8 Calculation of the oxygen flux through the MRL.....	219
A1.4 Results and Discussion.....	219
A1.4.1Vegetation characterization.....	219
A1.4.2Material properties .....	220
A1.4.3OC test results and modelling .....	221
A1.5 Summary and Conclusion .....	224
BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE.....	226

## LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Classification des rejets miniers .....	2
2.1 Structure typique d'un recouvrement multicouche visant à limiter la formation de DMA, inspiré de Aubertin et al. 2015 .....	22
2.2 Schéma conceptuel de la technique de la nappe surélevée avec couverture monocouche permettant de maintenir un haut degré de saturation dans les résidus réactifs et ainsi diminuer la génération de drainage minier acide (tirée de Aubertin et al. 1999). ....	29
2.3 Configuration d'une CEBC typique.....	33
2.4 Principe hydrogéologique expliquant les effets de barrière capillaire (tiré de Aubertin et al. 2002).....	34
2.5 Mécanismes de migration des gaz dans un sol avec un degré de saturation près de 1.0 avec écoulement d'eau prononcé (a), avec Sr inférieur à 85% où le principal mécanisme est la diffusion d'air sous forme gazeuse (b) et avec un Sr supérieur à 85% et dominé par la dissolution de l'air dans l'eau (c) .....	39
2.6 Schéma du montage utilisé pour faire des essais à deux chambres pour mesurer le De d'un échantillon (inspiré de Mbonimpa et al. 2003).....	44
2.7 Installation de la géomembrane (a) et installation des différentes couches de la cellule expérimentale de terrain (b) et (c) (tirée de Kalonji-Kabambi et al. 2020).....	49
2.8 Schéma de la colonne utilisée lors de l'analyse d'un design de couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) pour la restauration du site LaRonde (tirée de Kalonji-Kabambi et al. 2020).....	50

2.9	Schéma de la CEBC installée sur le site LTA et propriété des matériaux utilisés (Tiré de Bussière et al. 2003b).....	52
2.10	Schéma de la CEBC construite sur l'ancien site Lorraine .....	55
2.11	Schéma des principes de base du mouvement de l'eau à l'intérieur d'une plante typique; (A) Entrée d'eau et augmentation de la pression de turgescence dans les cellules des racines en raison de la pression osmotique, (B) sortie d'eau et diminution de la pression de turgescence dans les cellules des feuilles en raison de l'évapotranspiration et (C) mouvement d'eau dans la tige suivant le gradient de pression de turgescence. ....	62
2.12	Courbes de rétention d'eau typique pour des matériaux de forte (sable) et de faible (silt) conductivité hydraulique et l'impact sur la capacité d'absorption en eau des racines.....	63
2.13	Modèle du comportement typique de la respiration racinaire en fonction de la concentration d'O <sub>2</sub> présente dans le sol, schématisation.....	66
2.14	Effets des racines sur la distribution des pores du sol, schématisation. ....	69
3.1	Position of monitoring transect (A) and zones and plots (B) on the Lorraine cover with capillary barrier effect (CCBE) where the sampling was performed (image from Google, edited by authors). .....	91
3.2	Methodological diagram showing the sequence of work and the measured parameters at each step that were done on the Lorraine mine site. (A) Transect setting (B)Plant cover measurement on transect (C) Plant density measurement on transect (D) Sampling of trees to determine plant age (E) Random selection of study zones (F) Selection of species plots (G) Harvesting of aboveground vegetation (H) Removing of the protection layer of the CCBE (I) Sampling of the moisture retention layer using a core sampler (J) Plant root analysis in lab. ....	94
3.3	Average contribution of different woody species to the total density of woody species (%) occurring in July 2015 on the cover with capillary barrier effect constructed on the Lorraine abandoned mine site. ....	97
3.4	Aboveground biomass (A) from herbaceous species, (B) from woody species and (C) total plant biomass for each plot type [Alnus rugosa (A), Picea mariana (E), Herbaceous (H), Populus balsamifera (P), and Salix Sp. (S)] and Zone (1 to 5). Crosses represent specific plot points with a color for each zone. Boxplots represent the aggregated results for each	

plot type ( $n = 5$ ). On the aggregated results bars, means that do not differ at the 0,05 level are noted with the same letter (a < b). ....	99
3.5 (A) Root length density (RLD), (B) root volume density (RVD), and (C) root mass density (RMD) for the different plots grouped by sampling depth. Mean ( $n \geq 33$ ). Bars denote SE. Means that do not differ at the 0,05 level are noted with the same letter (a < b). ....	101
3.6 (A) Root length density (RLD); (B) RLD divided into fine root length density (fine dotted bars) and coarse root length density (coarse dotted bars); (C) root volume density; and (D) root mass density (RMD) at 0–10 cm depth for each plot type [Alnus rugosa (A), Picea mariana (E), Herbaceous (H), Populus balsamifera (P) and Salix Sp. (S)]. Mean ( $n \geq 12$ ). Bars denote S.E. Means that do not differ at the 0,05 level are noted with the same letter (a < b). ....	102
3.7 Root length density (RLD) at 0–10 cm depth of MRL for each plot type [Alnus rugosa (A), Picea mariana (E), Herbaceous (H), Populus balsamifera (P) and Salix Sp. (S)] and each Zone (1, 2, 3, 4, and 5). Lines represent plots with one data point. Box without middle dot represent plots with two data points. Box with dots represent plots with all three data points. The green boxes are the aggregated RLD values for all plots of the presented type, $n \geq 11$ . ....	103
3.8 Aboveground vegetation on belowground vegetation ratio (Av/Bv) for each plot types [Alnus rugosa (A), Picea mariana (E), Herbaceous (H), Populus balsamifera (P), and Salix Sp. (S)]. Means ( $n = 5$ ). Bars denote S.E.# Means that do not differ at the 0,05 level are noted with the same letter (a < b). ....	104
4.1 Lorraine mine site's CCBE and its configuration. ....	118
4.2 Position of monitoring zones and plots on the Lorraine CCBE (satellite image from Google, ©2019 CNES / Airbus, Maxar Technologies, Données cartographiques ©2019, modified using Windows' Paint 3D). ....	119
4.3 (A) Diagram of the manipulations carried out on each sample from field sampling, (B) Preparation and execution of the flexible wall permeameter test, (C) Transfer from the triaxial cell to the Tempe cells, and (D) Drying and separation of soil and roots for grain-size distribution and root parameters analysis. ....	121

4.4	Example of scanned roots images analyzed using WinRHIZO software with low (H1, RLD = 90,3 m/m <sup>3</sup> ), medium (P3, RLD = 884 m/m <sup>3</sup> ), and high (P1, RLD = 3520 m/m <sup>3</sup> ) root colonization.....	129
4.5	Predicted and measured k <sub>sat</sub> values are plotted to validate the flexible wall permeameter tests performed on the cored samples. The solid line represents a 1:1 ratio and the dotted lines represent a factor of ± 5 times the values from 1:1.....	131
4.6	Saturated hydraulic conductivity (measured with flexible wall permeameter tests) as a function of root volume density and coarser root length density for all plots (N = 9). .....	132
4.7	α parameter from water retention curves from samples with increasing root length density (Blank < TC:H1 < TC:S1 < TC:P1 < TC:S2). .....	133
4.8	Water Retention curves fitted using RETC software with data from Tempe cells analyses. The legend shows samples with increasing root length density (Blank < TC:H1 < TC:S1 < TC:P1 < TC:S2).....	134
4.9	Air entry values for all water retention curves produced with Tempe cells compared to the root length density of the samples. The gray area represent targeted value range for the air entry value of the cover with capillary barrier effect constructed on the Lorraine abandoned mine site, taken from Nastev and Aubertin 2000. ....	135
4.10	Maximum desorption rate for all water retention curves produced with Tempe cell data compared to the root length density of the samples.....	135
4.11	Water retention curve produced with RETC software and associated measured data points from the Tempe cell tests for TC:H1 comparing a single porosity analysis (solid line) and a dual-porosity analysis (dash) (A) full WRC; (B) focus on the 1-100 kPa range. ....	136
4.12	3-D X-ray computed tomography image of the spatial distribution of roots in a sample taken at the top of the moisture-retaining layer under a mature willow tree.....	138
5.1	Position of monitoring zones and plots on the Lorraine CCBE where the sampling and the OCTs were performed (image from Google, ©2019 CNES / Airbus, Maxar Technologies, Données cartographiques ©2019). .....	150

5.2	Configuration of the CCBE at the Lorraine site, schematic representation of setup for oxygen consumption test and sampling locations (shown in red) for root coring in the OCT cylinder inserted through the moisture retaining layer of the CCBE. ....	153
5.3	Top view (left) and side view (right) of sampling locations for root parameters (R samples); grain-size distribution and degree of saturation (L samples); and porosity and macroporosity (P samples). ....	156
5.4	Modeling the evolution of O <sub>2</sub> concentrations measured in situ (circles) for the Group A plots E5, P3, P5, and H3 with POLLUTE using: only physical parameters as input data (line; Kr = 0) or an adjusted model (dotted line; Kr ≠ 0)....	161
5.5	Measured CO <sub>2</sub> concentrations during OCT for the Group A plots E5, P3, P5, and H3. ....	161
5.6	Reactivity coefficient (Kr) as a function of root length density (RLD) for group A plots, with black triangles to highlight plots E5, P3, P5 and H3 which were presented in previous graphs. ....	163
5.7	Linear models fitted with POLLUTE to the O <sub>2</sub> concentration data measured in situ from the OCTs for plots A3, E3, S1, and S3 (circles). Black lines represent models using only the physical data as input parameters (Kr = 0). Dotted lines represent models with adjusted Sr values (Sr = 0,93) and inferred Kr values (Kr ≠ 0). ....	164
5.8	(Left) Mean soil porosity (n) ( $\pm 1\text{SE}$ ) at increasing depth in the MRL for all plots used in the OCTs (N = 25 for Group A and 7 for Group B); (Right) Mean degree of saturation (Sr) values from samples taken outside of the OCT cylinders ( $\pm 1\text{SE}$ ) as a function of depth for all plots used in the OCTs (N = 55 for Group A and 16 for Group B).....	165
5.9	Mean root length density (RLD) ( $\pm 1 \text{ SE}$ ) within the MRL as a function of depth for all plots used in the OCTs (N = 42 for Group A and 12 for Group B).....	165
5.10	Degree of saturation (Sr) inside the OCT cylinders at 0-10 cm of the MRL as a function of root length density (RLD) for all plots (N = 18). ....	166
5.11	Measured CO <sub>2</sub> concentrations during OCTs carried out on plots A3, E3, S1, and S3.....	167

5.12	Calculated O <sub>2</sub> fluxes at the base of the MRL for all plots, both with and without Kr. The target range for oxygen fluxes set by the CCBE design criteria is shown in solid grey. Plots are presented in order of increasing Sr (Sr=0,93 was used for group B).....	168
6.1	Insertion des sondes à oxygènes sous les individus d'intérêt pour mesurer l'impact des racines sur les concentrations d'oxygène dans la CP. ....	193

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1 Analyse de divers travaux faits sur des CEBC avec inclusion ou non de l'impact de la végétation .....	7
2.1 Synthèse des différents types de systèmes de recouvrement .....	23
2.2 Résumé des travaux effectués en lien avec le développement et l'utilisation des CEBC dans le but de contrôler la formation du DMA.....	32
2.3 Propriété des matériaux utilisés dans la construction de la cellule et de la colonne expérimentales pour le site LaRonde (tirée de Kalonji-Kabambi et al. 2020).....	49
2.4 Propriété des matériaux utilisés dans la construction de la CEBC du site Lorraine (données tirées de Dagenais et al. 2001) .....	55
2.5 Synthèse des travaux sur la performance des recouvrements incluant la végétation dans leur discussion .....	58
2.6 Taux de consommation d'oxygène par différentes espèces et groupes de végétation à travers différentes recherches .....	67
2.7 Variation inter-espèce et inter-groupe du ratio racine : tige dans la littérature .....	74
3.1 Vegetation cover (%), density (Number of individuals by m <sup>2</sup> ), and contribution to cover and density (%) in July 2015 among zones of differing water table level (high, intermediate, low) on the CCBE constructed on the Lorraine abandoned mine site. Mean (Standard Error, S.E.), n = 4.....	96
3.2 Mean and maximal ages of the shoot of four woody species occurring in July 2015 on the CCBE constructed on the Lorraine abandoned mine site. Mean (S.E.), n = 24. Means that do not differ at the 0,05 level are noted with the same letter. ....	97

3.3	Minimal, mean, and maximal woody, herbaceous and total biomass on the 25 different plots on the cover with capillary barrier effect constructed on the Lorraine abandoned mine site. Mean (S.E.), n = 25.....	98
3.4	Minimal, mean, and maximal height, leaf biomass, leaf area and biomass of every sampled individual of the four main studied species on the cover with capillary barrier effect constructed on the Lorraine abandoned mine site. Mean (S.E.). <i>P. mariana</i> has no leaf area presented because leaf area was only measured for broadleaved species.....	98
3.5	Minimal, mean, and maximal root length density (RLD), root volume density (RVD), and root mass density (RMD) aggregated by sampling depths under the 25 plots of the cover with capillary barrier effect constructed on the Lorraine abandoned mine site. Mean (S.E.), n = 64 for 0–10 depth, n = 47 for 20–30 depth, n = 33 for 35–45 depth. ....	101
3.6	Relations between aboveground and belowground parameters that are significant if using $\alpha = 0,10$ .....	104
4.1	Properties of materials used in the Lorraine CCBE (Data from Dagenais et al. 2001 and Proteau et al. 2020a). .....	118
4.2	Porosity (n), grain-size distribution (GSD) (D10, D60, and Cu) and specific gravity (Gs) for the CCBE's moisture-retaining layer, "At construction" data taken from Dagenais (2005).....	128
4.3	Root characteristics measured in the flexible wall permeameter tests samples for analyzing root impact on ksat.....	129
4.4	Root characteristics measured in the Tempe cells samples for analyzing root impact on the water retention curve.....	130
4.5	Measured and predicted ksat values for samples taken in the moisture-retaining layer of the Lorraine CCBE with associated roots parameters. ....	131
4.6	VGM parameters from the WRCs coupled with RLD data for analyzing root impacts on water retention curves. R <sup>2</sup> and p-values calculated for the linear correlations between the presented WRC parameters and the RLD. ....	133
4.7	Root characteristics measured in the Tempe cell samples for analyzing root impacts on water retention curves and corresponding air entry values.....	134

4.8	Differences in fit ( $R^2$ ) between single-porosity and dual-porosity models.	136
4.9	Comparison between root parameters obtained through WinRhizo (2-D image analysis) and X-ray computed tomography (3-D analysis). ....	137
5.1	Properties of materials used in the Lorraine CCBE (Data from Dagenais et al. 2001 and Proteau et al. 2020a). ....	149
5.2	Porosity ( $N = 8$ per plot), grain size properties ( $N = 6$ per plot) Volumetric Water Content (VWC), Water Saturation level (Sr) and Root Length Density (RLD) of the MRL at plots used for the OCTs. VWC, Sr, and RLD were measured directly in the 0-10 cm sam .....	159
5.3	Calculated reactivity coefficient ( $K_r$ ), effective diffusion coefficient ( $D_e$ ), and water saturation level (Sr) for plots in Group A. ....	162
5.4	Calculated reactivity coefficients, diffusion coefficients, and saturations for Group B plots.....	167



## LISTE DES SYMBOLES

AEV	Pression d'entrée d'air (kPa)
CBC	Couche de bris capillaire
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
CP	Couche de protection
CRE	Courbe de rétention d'eau
CRH	Couche de rétention d'humidité
$C_u$	Coefficient d'uniformité (-)
$D^*$	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène ( $m^2/s$ )
$D_a^0$	Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air ( $m^2/s$ )
$D_w^0$	Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'eau ( $m^2/s$ )
$D_{10}$	Diamètre incluant 10% des particules sur la courbe granulométrique ( $\mu m$ )
$D_{60}$	Diamètre incluant 60% des particules sur la courbe granulométrique ( $\mu m$ )
$D_e$	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène ( $m^2/s$ )
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
e	Indice des vides (-)

GCL	Geosynthetic clay liner
$G_s$	Densité relative (-)
$K_r$	Coefficient de réactivité (1/an)
$K_{sat}$	Conductivité hydraulique saturée (cm/s)
n	Porosité (-)
PEHD	Polyéthylène à haute densité
r	Rayon (m)
RLD	Densité de longueur racinaire (Root length density) (m/m <sup>3</sup> )
RMD	Densité de masse racinaire (Root Mass Density) (g/m <sup>3</sup> )
RVD	Densité de volume racinaire (Root Volume density) (cm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )
$S_r$	Degré de saturation (-)
TCO	Test de consommation d'oxygène
$\theta$	Teneur en eau volumique (-)
$\theta_a$	Teneur en air volumique (-)
$\theta_{eq}$	Teneur en air équivalente (-)
$\theta_r$	Teneur en eau résiduelle (-)
$\theta_w$	Teneur en eau volumique (-)
$\psi_r$	Succion à la teneur en eau résiduelle (kPa)

## RÉSUMÉ

Lors de l'exploitation minière, une quantité importante de rejets miniers sans valeur économique est produite et doit être entreposée. Parmi ces rejets on retrouve les résidus de concentrateur ou résidus miniers, roches broyées restantes suite au traitement du minerai, et les stériles miniers, roches sans valeur commerciale non traitées suite à leur extraction du sol pour atteindre les zones minéralisées. La gestion efficace des rejets miniers est l'un des défis les plus importants pour l'industrie minière en raison de l'impact sur l'environnement que ces derniers peuvent engendrer notamment dans le cas où ils sont générateurs de drainage minier acide (DMA). Le DMA provient principalement de l'oxydation des minéraux sulfureux présents dans les résidus. Un des facteurs essentiels à la création du DMA est donc un apport en oxygène. Ainsi, plusieurs méthodes visant à limiter cet apport en oxygène existent telles les barrières à l'oxygène de type couverture à effets de barrière capillaire (CEBC). Dans un climat humide, une CEBC efficace contient une couche de rétention d'humidité (CRH) maintenue à un haut degré de saturation en eau pour limiter l'apport en oxygène aux résidus réactifs. En effet, un degré de saturation ( $S_i$ ) élevé dans un sol entraîne un faible coefficient de diffusion de l'oxygène ( $D_e$ ), ce qui limite le flux de l'oxygène par diffusion; en contrôlant les flux d'oxygène, on limite l'oxydation des résidus miniers et par conséquent la génération de DMA.

La végétation consomme l'eau du sol et pourrait nuire à la performance d'une CEBC puisque celle-ci est basée sur le maintien d'un degré élevé de saturation en eau. L'importance d'évaluer l'impact des plantes sur ce type de recouvrement vient également du fait que la présence de racines pourrait modifier la porosité des matériaux, la conductivité hydraulique et la courbe de rétention en eau de la CRH. Si les racines atteignent la CRH d'une CEBC, la formation de macropores par les racines vivantes ou mortes pourrait augmenter la valeur de  $k_{sat}$  des matériaux de la CRH, ce qui pourrait d'une part entraîner sa désaturation et d'autre part créer des chemins préférentiels de diffusion de l'oxygène. Cependant, comme les racines des végétaux consomment de l'oxygène, il est aussi possible que celles-ci aient un impact positif sur la performance en consommant une partie de l'oxygène traversant la CEBC. Peu d'études se sont intéressées à la colonisation racinaire des recouvrements et l'effet des racines sur la performance des recouvrements de type barrière à l'oxygène n'a jamais été mesuré directement.

Dans ce contexte, la présente étude vise à évaluer la performance à moyen terme d'une CEBC colonisée par la végétation et construite en matériaux naturels (sable et silt). Plus précisément, le présent projet vise d'abord à mesurer la végétation aérienne et souterraine colonisant une CEBC de 17 ans d'âge se situant en forêt boréale tempérée, pour ensuite mesurer les paramètres hydrogéologiques de la CRH ainsi que la diffusion d'oxygène à travers la CEBC, et finalement analyser et quantifier l'impact de la végétation sur la performance de la CEBC.

Pour ce faire, plusieurs analyses et tests furent effectués. La colonisation végétale a été étudiée par des relevés de densité et de couvert végétal sur 12 transects. Ensuite, la végétation aérienne et l'intensité de la colonisation racinaire (analyse 2D, n= 148) à trois profondeurs de la CRH ont été caractérisées sur 25 parcelles de cinq types de végétation dominants (*Salix* sp., *Populus* sp., *Alnus* sp., *Picea* sp. et espèces herbacées). De plus, un échantillon de la CRH contenant des racines a été étudié par analyse tomographique aux rayons X (analyse 3D). Des essais en perméamètres à paroi flexible (n= 9) et des tests de rétention d'eau par cellules de pression Tempe (n= 8) ont été utilisés pour caractériser la conductivité hydraulique saturée ( $k_{sat}$ ) ainsi que la courbe de rétention en eau de la couche de rétention d'humidité (CRH) de la CEBC. Plusieurs échantillons ont été récoltés pour mesurer les propriétés hydrogéotechniques de la CRH, notamment la distribution granulométrique et la porosité (n= 164). La performance de la CRH à contrôler la migration de l'oxygène a été évaluée à l'aide de tests de consommation d'oxygène (TCO, n=20 tests) et de modélisation numérique faite avec POLLUTE. Les propriétés hydrogéotechniques obtenues ont ensuite été mises en relation avec les paramètres de colonisation racinaire.

Les travaux de relevé de végétation montrent qu'après 17 ans, la CEBC présente un couvert végétal relativement faible (environ 51%) avec présence d'individus matures du même âge que la CEBC démontrant la capacité de la végétation forestière environnante à coloniser ce site. Les défis rencontrés par les espèces ligneuses sont le manque d'eau dans la couche de protection ainsi que le manque de nutriments dans le sol. Les espèces ligneuses dominantes sur le site sont donc des espèces fixatrices d'azote comme *Alnus* sp., tolérantes au manque d'eau comme *P. mariana* ou tolérantes au manque de nutriments et ayant un système racinaire profond pouvant atteindre l'eau de la CRH comme *Salix* sp. Suite à la caractérisation effectuée, la colonisation racinaire se concentre surtout dans la partie supérieure de la CEBC, soit entre 0 et 40 cm de profondeur, ce qui inclut la couche de protection (CP) et les premiers 10 centimètres de la CRH. La densité de longueur des racines (RLD) moyenne dans les parcelles dominées par *Salix* sp. était plus élevée que dans les autres parcelles. Cette colonisation a été observée sous tous les types de végétation étudiés, incluant les espèces herbacées.

La conductivité hydraulique saturée augmente avec l'intensité de colonisation racinaire en termes de RLD. Les résultats ont montré qu'une densité de longueur de racine plus grossière (diamètre > 0,5 mm) avait une corrélation linéaire positive avec  $k_{sat}$  ( $R^2 =$

0,90) et que, à mesure que la densité de longueur racinaire totale (RLD) augmentait, les valeurs d'entrée d'air diminuaient ( $R^2 = 0,70$ ). Le taux de désorption est aussi affecté par la colonisation racinaire. Le taux de désorption est la vitesse à laquelle l'eau se draine de la CRH à différentes valeurs de succion. L'augmentation de la colonisation racinaire en termes de RLD semble diminuer ce taux, ralentissant ainsi la sortie d'eau en drainage et diminuant donc la conductivité hydraulique. Il semblerait aussi que la présence de racine crée une double porosité dans la CRH modifiant ainsi sa courbe de rétention d'eau.

Il a été observé que la porosité totale de la CRH n'a pas changé significativement suite à la colonisation racinaire de la CEBC, mais il est possible que la distribution des pores l'ai été. La colonisation par les racines fines qui absorbent l'eau et le degré de saturation sont négativement liés par une relation linéaire ( $p= 0,001$ ,  $R^2= 0,50$ ). Malgré la colonisation racinaire à la surface de la CRH, les flux d'oxygène furent généralement conformes aux critères de conception de la CEBC. Une consommation d'oxygène a été mise en évidence dans la CRH et a été exprimée avec un coefficient de réactivité ( $K_r$ ). Une corrélation linéaire positive ( $p< 0,001$ ,  $R^2 = 0,70$ ) a été trouvée entre RLD et  $K_r$ , donc la présence de racines dans la CRH impacte le flux d'oxygène qui traverse la CEBC. Il a été observé que le niveau de  $CO_2$  augmente dans les chambres à gaz des TCO ce qui laisse supposer qu'il y a respiration racinaire dans le sol. Les TCO ont permis de quantifier l'impact racinaire sur le flux d'oxygène et il semblerait que celui-ci soit réduit de 0,5 à 76 g/m<sup>2</sup>/an avec une moyenne de 13 g/m<sup>2</sup>/an. La présence de racines dans la CRH a entraîné une diminution du flux d'oxygène dans tous les TCO effectués.

Pour conclure, la colonisation racinaire après 17 ans ne diminue pas la performance d'une CEBC en forêt boréale tempérée. Comme la colonisation se limite aux 10 premiers cm de la CRH, le reste de la CRH maintient la performance globale du recouvrement. De plus, la présence de racines crée une consommation en oxygène qui semble non négligeable et aide au maintien de la performance. Cette performance devrait être maintenue à long terme si la colonisation racinaire reste en surface de la MRL. Un suivi de la végétation devrait être répété à plus long terme afin de s'assurer du niveau de pénétration des racines dans la CEBC.

Mots clés : couverture à effets de barrière capillaire, drainage minier acide, restauration minière, résidus miniers, couverture de type barrière à l'oxygène en milieu forestier, respiration des racines, test de consommation d'oxygène, impact de la végétation, modélisation numérique, impact racinaire, conductivité hydraulique, courbe de rétention en eau.



## ABSTRACT

During mining activities, a significant amount of mine wastes is produced and must be stored. Among these are tailings, crushed rocks remaining after ore processing. The effective management of mine tailings is one of the most important challenges for the mining industry due to the impact on the environment that they can create, particularly in the case where they generate acid mine drainage (AMD). AMD comes from the oxidation in the presence of water of sulphurous minerals present in the tailings. Therefore, one of the essential factors in the creation of AMD is an oxygen supply. To control AMD, several methods exist, such as oxygen barriers that limit oxygen supply, like covers with capillary barrier effects (CCBE). In a humid climate, an effective CCBE contains a Moisture Retaining Layer (MRL) maintained at a high degree of water saturation to limit oxygen supply to the reactive tailings. Indeed, a high degree of saturation ( $S_r$ ) in soil results in a low oxygen diffusion coefficient ( $D_e$ ), which limits the flux of oxygen by diffusion; by controlling the flux of oxygen, we limit the oxidation of mine tailings and therefore the generation of AMD.

Vegetation consumes water from the soil and could adversely affect the performance of a CCBE since it is based on maintaining a high degree of water saturation. The importance of evaluating the impact of plants on this type of cover also comes from the fact that the presence of roots could modify the porosity of the materials, the hydraulic conductivity and the water retention curve of the MRL. If roots reach the MRL of a CCBE, the formation of macropores by living or dead roots could increase the  $k_{sat}$  value of the cover's materials, which could, on the one hand, lead to its desaturation, and on the other hand, create preferential pathways for oxygen diffusion. However, since plant roots consume oxygen, it is also possible that they would have a positive impact on the performance by consuming some of the oxygen passing through the CCBE. Few studies have investigated the root colonization of covers, and the effect of roots on the performance of oxygen barrier covers has never been measured directly.

In this context, the present study aims to assess the medium-term performance of a CCBE colonized by vegetation and built in natural materials (sand and silt). More specifically, this project first aims to measure the above-ground and underground vegetation colonizing a 17-year-old CCBE located in the nordic temperate zone, in the mixed-forest sub-zone. Then, the hydrogeological parameters of the MRL, as well as

the diffusion of oxygen through the CCBE, are studied in order to analyze and quantify the impact of vegetation, especially roots, on the performance of a CCBE.

To do this, several analyzes and tests were carried out. Plant colonization was studied by density measurements and plant cover surveys were conducted on 12 transects. Next, the aboveground vegetation and the intensity of root colonization (2D analysis,  $n = 148$ ), at three depths in the MRL, were characterized on 25 plots of five dominant vegetation types (*Salix* sp., *Populus* sp., *Alnus* sp., *Picea* sp. and herbaceous species). In addition, a sample of MRL containing roots was studied by X-ray tomographic analysis (3D analysis). Flexible wall permeameter tests ( $n = 9$ ) and water retention tests by Tempe cells ( $n = 8$ ) were used to characterize the saturated hydraulic conductivity ( $k_{sat}$ ), as well as the water retention curve of the Moisture Retention Layer (MRL) of the CCBE. Several samples were collected to measure the hydrogeotechnical parameters of MRL, including particle size distribution and porosity ( $n = 164$ ). The performance of MRL in controlling oxygen migration was evaluated using oxygen consumption tests (OCTs,  $n = 20$  tests) and numerical modeling done with POLLUTE. The hydrogeotechnical properties obtained were then put in relation with the parameters of root colonization.

The vegetation survey analysis showed that after 17 years, the CCBE presents a relatively low vegetation cover (about 51 %), with the presence of mature individuals of the same age as the CCBE, demonstrating the capacity of the surrounding forest vegetation to colonize this site early. The challenges faced by woody species are the lack of water in the protective layer as well as the lack of nutrients in the soil. The dominant woody species on the site are therefore nitrogen fixing species like *Alnus* sp., tolerant to water scarcity like *P. mariana*, or tolerant to a lack of nutrients and having a deep root system that can reach the water of the MRL, like *Salix* sp. Following the characterization carried out, the root colonization is concentrated mainly in the upper part of the CCBE, that is between 0 and 40 cm in depth, which includes the PL and the first 10 cm of the MRL. The average root length density (RLD) in plots dominated by *Salix* sp. was higher than in the other plots. This colonization was observed under all vegetation type studied plots, including herbaceous species only plots.

Saturated hydraulic conductivity increases with the intensity of root colonization in terms of RLD. The results showed that coarser root length density (diameter > 0,5 mm) had a positive linear correlation with  $k_{sat}$  ( $R^2 = 0,90$ ) and that as the total root length density (RLD) increased, the air entry values (AEV) decreased ( $R^2 = 0,70$ ). The desorption rate is also affected by root colonization. The desorption rate is the rate at which water drains from the MRL at different suction values. The increase in root colonization in terms of RLD seems to decrease this rate, thus slowing the outflow of water in drainage and therefore decreasing hydraulic conductivity. It would also seem that the presence of roots created a double porosity in the MRL, thus modifying its water retention curve.

It was observed that the total porosity of the MRL did not change significantly following root colonization, but it is possible that the pore distribution did. Colonization by fine roots that absorb water and the degree of saturation are negatively related by a linear relationship ( $p = 0,001$ ,  $R^2 = 0,50$ ). Despite root colonization at the surface of the MRL, oxygen fluxes generally met the CCBE's design criteria. Oxygen uptake was demonstrated in the MRL and was expressed as a reactivity coefficient ( $K_r$ ). A positive linear correlation ( $p < 0,001$ ,  $R^2 = 0,70$ ) was found between RLD and  $K_r$ , therefore the presence of roots in the MRL creates a biological reactivity in the MRL. It has been observed that the level of CO<sub>2</sub> increases in the gas chambers of the OCTs, which suggests that there is root respiration in the soil. The OCTs allowed to quantify the root impact on the oxygen flux, and it seems that O<sub>2</sub> flux was reduced from 0,5 to 76 g / m<sup>2</sup> / year with an average of 13 g / m<sup>2</sup> / year. The presence of roots in the MRL resulted in decreased oxygen flux in all OCTs performed.

To conclude, root colonization after 17 years does not decrease the performance of a CCBE in the mixed forest. Since colonization is limited to the first 10 cm of the MRL, the remainder of MRL maintains its overall performance. In addition, the presence of roots creates an oxygen consumption, which doesn't seem to be negligible and helps to maintain performance. This performance should be maintained in the long term if root colonization remains at the surface of the MRL. Longer-term vegetation monitoring should be repeated to check the level of root penetration in the CCBE.

Keywords: cover with capillary barrier effects, acid mine drainage, mine reclamation, mine tailings, oxygen barrier type cover in a forest environment, root respiration, oxygen consumption test, impact of vegetation, numerical modeling, root impact, hydraulic conductivity, water retention curve.



## CHAPITRE 1

### INTRODUCTION GÉNÉRALE

La gestion des résidus miniers est une des principales sources de problèmes environnementaux reliés à l'exploitation minière. Les résidus miniers font partie des déchets créés par l'exploitation minière. La gestion de ces rejets miniers est encadrée par une réglementation qui oblige les exploitants à effectuer une gestion saine pour l'environnement et à minimiser l'impact que ces rejets peuvent avoir (MERN 2017). Voyons rapidement la classification des déchets produits par l'industrie minière. Ceux-ci peuvent provenir de l'extraction du minerai, du traitement du minerai, de l'entretien du site (lavage de l'équipement, maintenance) ou même simplement des opérations normales de toute entreprise (carburant, construction de bâtiments, etc.). Lorsque la source des déchets est spécifiquement liée à l'exploitation minière, on appelle ces déchets « rejets miniers » (MELCC 2016). Dans ces rejets, on compte les stériles miniers (Figure 1.1), roches sans valeur extraites pour atteindre le gisement. Ceux-ci sont généralement entreposés sur le site sous forme de halde à stériles. Les rejets miniers incluent aussi les boues de traitements des eaux usées ainsi que les rejets issus du traitement du minerai (MELCC 2016). La gestion de ces résidus se fait généralement par la création de parcs à résidus où ils sont entreposés (MELCC 2016, MERN 2017).

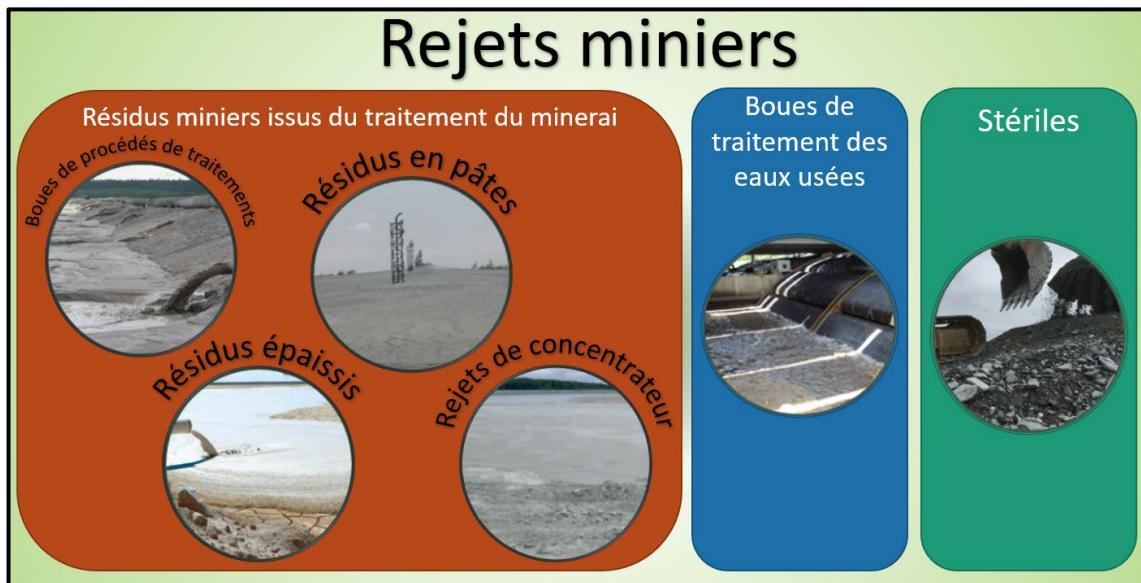


Figure 1.1 Classification des rejets miniers

Un des principaux problèmes reliés à la gestion et l'entreposage des résidus miniers est la formation de drainage minier acide (DMA). Le DMA se forme lorsque des minéraux sulfureux contenus dans les résidus s'oxydent en présence d'eau. L'eau qui traverse les résidus oxydés produit alors un écoulement possédant un pH faible et pouvant contenir plusieurs contaminants. Cet écoulement acide et possiblement contaminé peut avoir des répercussions graves sur les écosystèmes. Afin d'empêcher la formation du DMA, plusieurs méthodes existent. Une de ces méthodes de gestion du DMA, et le sujet de la présente thèse, est l'utilisation d'un recouvrement d'ingénierie. Ces recouvrements sont des couvertures en eau ou en matériaux solides qui visent à contrôler un des composants de la réaction amenant au DMA. La présente thèse se penche particulièrement sur les couvertures à effet de barrière capillaires (CEBC), des recouvrements d'ingénierie multicouches visant à limiter la diffusion de l'oxygène dans les résidus. Les CEBC réussissent à limiter cette diffusion en maintenant une de leurs couches à un degré de saturation en eau élevé. Ceci limite la diffusion d'oxygène puisque l'O<sub>2</sub> se déplace environ 10 000 fois plus lentement dans l'eau que dans l'air (Hillel 1998; Chapuis et Aubertin 2003). Le design de ces couvertures a été défini suite

à plusieurs travaux et leur performance a été démontrée à plusieurs reprises. Cependant, le design de ces recouvrements ne prend généralement pas en compte la colonisation végétale et l'impact que les racines pourraient avoir sur la performance des barrières à l'oxygène. Les racines peuvent consommer de l'oxygène, mais elles peuvent aussi consommer l'eau du sol et augmenter la conductivité hydraulique saturée de celui-ci. Effectuer des analyses de colonisation racinaire du sol prend du temps et nécessite généralement des outils et méthodes d'analyses spécialisés. Il pourrait être possible de prédire la colonisation racinaire si la corrélation entre végétation de surface et colonisation racinaire était suffisamment robuste. De plus, l'impact des racines sur les propriétés hydrogéologiques des matériaux de la CEBC, notamment la CRH, devrait être analysé afin d'évaluer l'impact de la végétation sur la performance à long terme de ce type de recouvrement. Ces effets racinaires sur la performance sont étudiés dans la thèse présentée ici.

## 1.1 Problématique

Comme mentionné précédemment, la bonne gestion du DMA est primordiale dans l'exploitation minière. Les systèmes de recouvrement, comme les CEBC, sont généralement acceptés comme étant des méthodes efficaces de gestion du DMA. La performance des CEBC repose sur les différentes propriétés hydrogéologiques des matériaux utilisés dans leurs constructions. Les principales propriétés impliquées sont la porosité ( $n$ ), le degré de saturation en eau ( $S_r$ ), la conductivité hydraulique saturée ( $k_{sat}$ ), la courbe de rétention en eau (CRE) et les coefficients de diffusion ( $D_e$ ) et de réactivité ( $K_r$ ). Il semblerait que ces propriétés puissent être impactées par la colonisation racinaire. Il est donc important d'incorporer la végétation et de bien comprendre ses effets sur les propriétés du sol qui contrôlent la performance de la CEBC.

### 1.1.1 Impact de la végétation sur la performance des recouvrements d'ingénierie

L'impact racinaire sur la performance d'un système de recouvrement est complexe. Il semblerait que les racines puissent avoir un impact négatif ou positif sur la performance dépendamment de l'intensité de la colonisation et du diamètre des racines présentes. D'un côté, les racines fines (diamètres <2 mm) peuvent réduire le degré de saturation via l'absorption d'eau (Lambers et al. 2008), et les plantes dont le diamètre moyen des racines est supérieur à 0,39 mm peuvent augmenter la présence de macropores (Bodner et al. 2014, Shao et al. 2017). La décomposition des racines pourrait créer des pores connectés et modifier la distribution des pores, augmentant ainsi  $k_{sat}$  et diminuant la pression d'entrée d'air (AEV) (Ni et al. 2018, Angers et Caron 1998; DeJong et al. 2015, Ni et al. 2019, Jassogne et al. 2007; Ghestem et al. 2011). D'un autre côté, la présence de végétation et de racines en croissance pourrait réduire la conductivité hydraulique du sol (Ni et al. 2018, Rahardjo et al. 2014, Leung et al. 2015a, Leung et al. 2015b). Des travaux antérieurs ont montré que des racines fines en croissance active (diamètre <1 mm) réduisent la porosité en occupant certains pores du sol (Ng et al. 2016b, Archer et al. 2002, Lu et al. 2020), ce qui peut réduire la conductivité hydraulique saturée (Leung et al. 2015a). Ces effets entraînés par la présence des racines aideraient à maintenir la performance à long terme. Ainsi, il est évident que les effets des racines sur les propriétés hydrogéologiques qui régissent la performance des CEBC sont complexes et dépendent du diamètre des racines et de leur décomposition.

Si l'influence des racines sur les propriétés hydrogéologiques des couvertures a été étudiée, leur influence sur la migration des gaz est beaucoup moins bien comprise. L'augmentation de la taille des pores finira par favoriser la migration des gaz, mais les racines peuvent également consommer une partie des flux d'oxygène diffusifs. En effet, la consommation de l'oxygène par les racines vivantes pourrait entraîner une consommation d' $O_2$  dans le sol similaire aux réactions d'oxydation dans les matériaux

miniers. Un coefficient de réactivité biologique relié à la présence de racine pourrait donc être présent dans le sol.

Après leur construction, les CEBC supportent une recolonisation végétale naturelle ou assistée. Il a été démontré que, malgré l'influence possible de la végétation, les CEBC bien conçues respectent ou dépassent généralement les normes de performance à court et moyen termes (Dagenais et al. 2001; Bussière et al. 2006, 2009). À plus long terme, les propriétés hydrogéologiques contrôlant la performance des CEBC, telles que la conductivité hydraulique saturée ( $k_{sat}$ ) et la courbe de rétention d'eau (CRE), pourraient être impactées par la colonisation racinaire (Ni et al. 2019, Ng et al. 2016b, Bodner et al. 2014, Gao et al. 2018, Ni et Ng 2019, Jotisankasa et Sirirattanachat 2017). Il est donc important d'analyser l'impact racinaire sur une CEBC assez âgée afin de récolter des données précises quant à la performance à long terme de ce type de revêtement exposé aux conditions naturelles.

### 1.1.2 Colonisation par la végétation

Dans la forêt boréale, comme celle présente au Québec (Canada), les plantes ont des systèmes racinaires généralement concentrés dans les 50 premiers cm de sol (Jackson et al. 1996, Strong et La Roi 1983). Cependant, les espèces d'arbres retrouvées sur les couvertures colonisées naturellement, comme les peupliers baumiers (*Populus balsamifera* L.) et les saules (*Salix* sp.), ont généralement des systèmes racinaires profonds (Jackson et al. 1996) qui peuvent atteindre des profondeurs de 75 à 200 cm (Strong et La Roi 1983). Cependant, les racines peuvent avoir du mal à pousser dans un milieu presque saturé en eau en raison d'un manque d'oxygène (Mishra et al. 1999, Schwintzer et Lancelle 1983). De plus, le développement des racines profondes peut être retardé ou réduit dans les sols stratifiés des sites miniers (Guittonny-Larchevêque et Lortie 2017, Guittonny-Larchevêque et al. 2016b). L'hétérogénéité verticale des textures des matériaux peut modifier l'étalement latéral des racines des arbres (Guittonny-Larchevêque et Lortie 2017). Ces conditions sont typiques de celles

trouvées dans une CEBC. Ainsi, la colonisation racinaire dans une CEBC pourrait être particulière. L'intensité et la qualité de la colonisation racinaire dans la CRH d'une CEBC, ainsi que les effets des racines sur les propriétés hydrogéologiques de la CRH, sont mal documentées et difficiles à prédire.

### 1.1.3 Travaux sur l'impact de la végétation sur les systèmes de recouvrement

Il est important de mentionner que pour la grande majorité des travaux portant sur les recouvrements d'ingénierie, la végétation n'est généralement pas prise en compte. En effet, plusieurs études, en laboratoire et sur le terrain, évaluent le comportement hydrogéologique et géotechnique des matériaux et du recouvrement, mais ne prennent pas en compte l'effet que la colonisation par les racines pourrait avoir sur la performance à long terme et l'intégrité physique des recouvrements. Le Tableau 1.1 démontre cette tendance. Comme les racines de la végétation peuvent consommer de l'eau et respirer de l'oxygène, il est possible que la végétation ait un impact à long terme.

Tableau 1.1 Analyse de divers travaux faits sur des CEBC avec inclusion ou non de l'impact de la végétation

Échelle des travaux	Références ne tenant pas en compte l'impact de la végétation	Références tenant en compte l'impact de la végétation
Modèle numérique	Akindunni et al. 1991, Aubertin et al. 1995b; 1996; 1997b; 1998; 2009, Fayer et al. 1992, Li et al. 2013, Mbonimpa et al. 2008, Molson et al. 2004, Pabst et al. 2018, Parent et Cabral 2006	Hotton et al. 2020
<i>In situ</i>	Abdolahzadeh et al. 2011a; 2011b, Aubertin et al. 2006a; 2006b, Boulanger-Martel et al. 2020, Bussière 1999, Bussière et al. 2003b; 2006, Dagenais et al. 2001; 2005a; 2012, Demers et al. 2017, Maqsoud et al. 2011, Molson et al. 2008	Proteau et al. 2020a
Essais en laboratoire	Aachib et al. 2004, Aubertin et al. 1995a; 1997a, Bussière et al. 1997; 2003a; 2004, Demers et al. 2009, Kabambi et al. 2017, Larochelle et al. 2019, McCartney et Zornberg 2010, Stormont 1996	Ng et al. 2015; 2016a

## 1.2 Objectif du projet

L'objectif principal de ce projet de recherche consiste à évaluer l'impact de la végétation sur la performance d'une CEBC colonisée par les racines. Ce type de recouvrement a été sélectionné en raison de ses performances déjà démontrées et du manque de connaissances quant à l'impact de la végétation sur la performance à long terme. Une CEBC de 17 ans colonisée par plusieurs espèces d'arbres a été sélectionnée comme site d'étude. De façon plus précise, les objectifs spécifiques du projet peuvent être définis comme suit :

- Caractériser la colonisation racinaire et aérienne présente dans la CEBC de 17 ans;
- Étudier les relations entre les propriétés hydrogéologiques et les paramètres de colonisation racinaire de la couche de rétention d'humidité;

- Quantifier l'effet de la présence de racines sur la diffusion/consommation d'oxygène dans la CRH de la CEBC;
- Évaluer la performance de la CEBC colonisée par la végétation à réduire la production de drainage minier acide.

### 1.3 Avancement et contributions originales

Les contributions originales de ce projet portent principalement sur l'évaluation de la performance d'une CEBC colonisée par la végétation à long terme (dix-sept ans après la construction). Bien que d'autres études se soient penchées sur la performance de ce type de recouvrement, aucune n'a essayé de caractériser et quantifier l'impact que la végétation avait sur cette performance. Les travaux précédents portant sur l'impact de la végétation sur les propriétés contrôlant la performance d'une CEBC ont généralement été faits sur des matériaux non colonisés ou sur de la végétation très jeune (1 an). L'étude *in situ* combinée à une analyse rigoureuse de la végétation fait de cette étude une contribution importante à la compréhension du comportement hydrogéologique des CEBC à long terme.

Les travaux effectués durant la présente thèse ont permis d'approfondir les connaissances en ce qui à trait à la diffusion de l'oxygène dans un sol non saturé et colonisé par les racines. Les études effectuées à ce sujet utilisent généralement des matériaux récemment colonisés, ce qui rend les présents travaux, effectués sur une CEBC de 17 ans, originaux et novateurs. De plus, une nouvelle méthode d'interprétation des essais de consommation d'oxygène, qui permet de mesurer l'impact de la végétation sur la diffusion des gaz, a été développée. La littérature portant sur l'impact à long terme de la végétation sur les propriétés hydrogéologiques démontre la complexité de leurs relations. L'étude complète de ces relations nécessite une approche interdisciplinaire, à la fois hydrogéotechnique et biologique. La présente thèse est originale par la combinaison de ces différents champs de recherche au sein du même travail. De plus, un grand nombre d'échantillons a été traité dans le cadre de

cette thèse, afin de tenir compte de l'hétérogénéité attendue d'un travail *in situ*. Une centaine d'échantillons de végétation aérienne ainsi que 430 échantillons de sols ont été récoltés. Ces échantillons ont été traités et analysés avec des méthodes pouvant prendre plusieurs jours à réaliser (essais en perméamètres à paroi flexible, tests de rétention d'eau par cellules de pression Tempe, tests de consommation d'oxygène). Ceci démontre le volume de travail important que cette thèse représente.

La présente étude a permis de préciser l'impact réel des racines sur les propriétés hydrogéologiques de la CRH de la CEBC testée. Finalement, ce travail de doctorat a permis de démontrer l'importance de considérer la végétation colonisant un système de recouvrement dans l'évaluation de la performance à long terme.

#### 1.4 Organisation de la thèse

Après l'introduction, le chapitre 2 présente une revue de littérature en trois parties portant sur les différents volets de la thèse. La première partie porte sur la gestion des résidus miniers en général et présente la réglementation, le drainage minier acide ainsi que les systèmes de recouvrement en général. La deuxième partie présente l'état des connaissances sur les CEBC et une explication des propriétés hydrogéologiques qui contrôlent leur fonctionnement, suivis d'une présentation d'études de cas. La troisième partie quant à elle présente les interactions possibles entre la végétation et les recouvrements avec un accent mis sur les CEBC. Les trois chapitres suivants forment le corps de la thèse, et consistent en trois articles acceptés par ou soumis à des revues scientifiques. Le chapitre 3 discute de la végétation présente sur le site étudié et de la colonisation racinaire observable. Les résultats démontrent l'importance de faire un relevé sous-terrain de la végétation en raison du manque de corrélation entre la végétation de surface et la colonisation racinaire en profondeur. De plus, il a été observé que la succession végétale observée sur le site est similaire à la succession suite à un retrait glaciaire. Le chapitre 4 discute de l'impact des racines sur les propriétés hydrogéologiques de la CRH. Les résultats ont démontré que la colonisation racinaire

augmente la conductivité hydraulique saturée du sol colonisé et modifie la forme de la courbe de rétention d'eau. Le chapitre 5 concerne les flux d'oxygène passant à travers la CEBC et de l'impact racinaire sur ceux-ci. Les résultats démontrent qu'il y a consommation d'oxygène par les racines, ce qui entraîne la création d'un coefficient de réactivité biologique dans le sol colonisé. La performance de la CEBC est maintenue après 17 ans puisque les flux d'oxygène sont inférieurs à l'objectif de conception initial. De plus, une méthodologie pour l'interprétation d'essais de consommation d'oxygène qui permet de quantifier la consommation racinaire a été développée. Le chapitre 6 est une discussion portant sur le contenu des articles. Le chapitre 7 présente les principales conclusions de l'étude et des recommandations.

## CHAPITRE 2

### REVUE DE LITTÉRATURE

#### 2.1 Gestion des résidus miniers

##### 2.1.1 Règlementation

Les activités minières au Canada sont de juridiction provinciale et donc, au Québec, ce sont le ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN) et le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) qui sont responsables de la règlementation qui y est associée. Au Québec, la principale loi qui encadre les projets miniers est appelée la Loi sur les mines, mais d'autres lois ont aussi un impact sur les activités minières au Québec comme la Loi sur la qualité de l'environnement.

###### 2.1.1.1 Directive 019

La Directive 019 a été mise en place afin de faciliter l'application de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement qui stipule que tout exploitant doit obtenir un certificat d'autorisation préalablement à la réalisation de travaux miniers. La directive 019 est généralement utilisée pour faire l'analyse des projets miniers avant leur démarrage. Elle fixe les concentrations en contaminants pouvant se retrouver dans l'effluent final du site et dicte les efforts d'échantillonnage et d'analyse devant être effectués par les exploitants de sites miniers (MDDEP, 2012). C'est la Directive 019 qui encadre le processus d'obtention des certificats d'autorisation préalable à

l'ouverture de tout site d'exploitation. Cette directive fut mise en place en 1989 pour être ensuite modifiée en 2005 et en 2012. La première version de 1989 visait à mettre en place des exigences environnementales auxquelles les projets miniers devaient se conformer. La version de 2005 apportait des précisions quant aux exigences relatives à la gestion des résidus miniers. Finalement, la version de 2012 est une version légèrement modifiée de celle de 2005. Elle comporte plus d'exigences quant à la gestion des résidus miniers, notamment en ce qui concerne la stabilité des ouvrages de retenue.

#### 2.1.1.2 Plan de restauration

Le plan de restauration est un document que tout exploitant doit fournir en vertu de la Loi sur les mines s'il désire faire de l'exploitation minière sur le sol québécois. Ce document doit contenir une brève description des activités d'exploitation qui seront effectuées ainsi que les travaux de restauration qui sont envisagés, leur échéance ainsi que leurs coûts estimés. Ces efforts de restauration doivent permettre de restaurer le site à un état « satisfaisant » (MERN 2017) c'est-à-dire:

- Éliminer les risques inacceptables pour la santé et assurer la sécurité des personnes;
- Limiter la production et la propagation de contaminants susceptibles de porter atteinte au milieu récepteur et, à long terme, viser à éliminer toute forme d'entretien et de suivi;
- Remettre le site dans un état visuellement acceptable;
- Remettre le site des infrastructures (en excluant les aires d'accumulation de résidus miniers et de stériles miniers) dans un état compatible avec l'usage futur.

De plus, l'exploitant doit analyser les propriétés géologiques et hydriques du site afin de mesurer le potentiel acidogène et lixiviable des stériles et résidus miniers (MERN

2017). Ceci a pour but de valider les méthodes planifiées de restauration des rejets. Le MERN se doit d'analyser et d'approuver le plan de restauration avant le début de toute activité minière sur le site (article 232.2 de la *Loi sur les mines*). Le plan est révisé tout au long de la période d'exploitation du site minier et l'exploitant devra faire des comptes-rendus des travaux réalisés et du suivi post-exploitation et post-restauration au MERN (MERN 2017).

#### 2.1.1.3 Retourné à un état satisfaisant

Une fois les activités d'exploitation terminées, le site passe au processus de retour à un état satisfaisant. Le site passera donc à une phase de postexploitation suivie d'une phase de postrestauration.

##### Postexploitation

Durant la phase de postexploitation, l'exploitant finalise les ouvrages de restauration et prépare le site à sa fermeture définitive. Pour se faire, les infrastructures présentes sont démantelées, les sols contaminés sont enlevés et décontaminés si nécessaire. C'est durant cette période que les recouvrements des parcs à résidus miniers seront construits puis végétalisés, à moins que la végétalisation soit démontrée non compatible avec la restauration du site. Les suivis environnementaux sur la qualité de l'effluent final et des eaux souterraines se poursuivent durant cette phase.

##### Postrestauration

À la suite de la fermeture définitive du site et de la réalisation des travaux de restauration, le site passe à la phase de postrestauration. L'exploitant doit fournir et mettre en œuvre un programme de suivi des digues, des aires d'accumulation de résidus, des eaux souterraines, de la végétation et des infrastructures restées sur place. Ce suivi peut durer plusieurs années, dépendamment de la dangerosité des rejets, et peut éventuellement être abandonné lorsque le MELCC considère le site comme étant

arrivé à un état satisfaisant et qu'il ne représente plus de risque majeur pour l'environnement.

#### 2.1.1.4 Parc abandonné

Un site est considéré comme « abandonné » ou encore « orphelin » lorsqu'il n'existe plus aucune personne responsable de celui-ci. Ceci peut être dû au fait que les responsables n'existent plus légalement ou qu'ils sont insolubles. Au début des années 50, la baisse du prix des métaux entraîne un ralentissement économique dans le secteur minier qui entraîne alors la faillite de plusieurs exploitants. On retrouvait au Québec près de 700 mines dépourvues de propriétaires solvables (MERN, 2015) et laissées telles quelles lors de l'abandon des lieux par les propriétaires. La directive 019 de 2005 vient limiter ce problème, mais de nombreux sites existaient déjà à cette époque. Leur restauration tombe alors sous la responsabilité du MERN qui agit au nom du gouvernement afin d'en entreprendre la restauration. Ainsi, les travaux visant à retourner les sites à un état satisfaisant sont organisés par le ministère. En 2007, le gouvernement québécois s'est donné comme mandat de régler le problème de ces parcs à résidus abandonnés. Aujourd'hui, il reste environ 220 sites abandonnés où un effort de restauration est effectué par le MERN (MERN 2019). Sur ces 220 sites, 37 sont en cours de caractérisation pour préparer les efforts de restauration, 20 sont en restauration et 163 ont été restaurés et sont en phase de suivi et entretien.

#### 2.1.2 Entreposage des résidus

Lors de l'exploitation minière, une quantité importante de rejets miniers est produite et doit être entreposée. La gestion des stériles miniers et des résidus miniers peut amener plusieurs problèmes. En raison de leurs propriétés hydrauliques et géotechniques différentes, les mécanismes de transport d'eau et des gaz diffèrent grandement entre les parcs à résidus et les haldes à stériles. Le présent document se penchera principalement sur le contexte des parcs à résidus. De nombreux défis sont reliés à

l'entreposage des résidus miniers. La quantité de ces résidus peut être très impressionnante, atteignant les centaines de millions de tonnes pour les grands projets (Mine Canadian Malartic 2015, 2019). Le coût de transport et de gestion peut être très élevé. Qu'ils soient sous forme de boue ou de solides, l'instabilité physique d'une aire d'accumulation de résidus, bien que moindre pour les résidus solides, peut entraîner des répercussions catastrophiques comme lors d'un bris de digue (de Oliveira Gomes et al. 2017, Manzano et al. 1999, Grimalt et al. 1999, Byrne et al. 2018). L'instabilité géochimique de ces matériaux peut contaminer l'environnement adjacent au parc à résidus. C'est cette stabilité géochimique qui sera principalement abordée dans le présent document.

#### 2.1.2.1 Stabilité géochimique

La prédiction du comportement géochimique des rejets miniers est cruciale à la restauration efficace d'un parc à résidus. Les réactions géochimiques ayant lieu naturellement entre les résidus, l'eau et l'oxygène engendrent la création de plusieurs types de drainage contaminés. Il existe plusieurs catégories de drainage minier généralement classées en fonction de leur pH. Ces catégories sont le drainage minier acide (DMA), le drainage neutre contaminé (DNC) et le drainage alcalin. Bien que le présent travail porte principalement sur le DMA, les trois types de drainage sont abordés ci-dessous.

##### Le drainage minier acide (DMA)

Plusieurs métaux précieux (or, argent, cuivre, etc.) se retrouvent dans les mêmes veines que la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), la Chalcopyrite ( $\text{CuFeS}_2$ ) et autres sulfures métalliques. Ainsi, plusieurs ouvrages miniers se font dans des matériaux riches en sulfures. L'oxydation du soufre étant la cause du DMA, on retrouve fréquemment ce type de drainage dans les résidus miniers. Le DMA est l'un des problèmes principaux reliés à la stabilité

chimique des résidus et il sera abordé de manière plus approfondie dans la section suivante.

#### Le drainage neutre contaminé (DNC)

La création d'acidité dans les résidus miniers par l'oxydation des minéraux sulfureux peut être contrebalancée par la présence de minéraux neutralisants. S'il y a présence de minéraux producteurs d'alcalinité tels que le calcaire dans les résidus (Plante et al. 2010a), il est possible que le drainage possède un pH neutre. Cependant, certains métaux toxiques tels que le nickel, le zinc, le cobalt, l'arsenic et l'antimoine sont solubles à pH neutre et peuvent donc être mobilisés avec l'eau et contaminer l'effluent d'une aire d'accumulation de résidu minier (Plante et al. 2010b). Ce type de drainage, appelé Drainage Neutre Contaminé (DNC), est tout aussi dommageable pour l'environnement que le DMA.

#### Le drainage alcalin

Il peut arriver que l'eau de l'effluent d'une aire d'accumulation soit alcaline lorsque la concentration en sulfure est très faible et qu'il y a présence de minéraux producteurs d'alcalinité. Ce type de drainage, peu étudié actuellement, peut entraîner le lessivage de certains contaminants tels que le plomb et l'arsenic (El Hachimi et al. 2007) qui contamineront la nappe phréatique et les cours d'eau à proximité.

#### 2.1.3 Le DMA

La gestion efficace des rejets miniers est l'un des défis les plus importants pour l'industrie minière en raison de l'impact sur l'environnement que ces derniers peuvent engendrer spécialement dans le cas où ils sont générateurs de drainage minier acide (DMA). Le DMA est le produit de l'oxydation des matériaux sulfureux en présence d'eau et d' $O_2$  dans le sol. Celui-ci peut contaminer l'eau souterraine et les cours d'eau entraînant la destruction de la faune et de la flore aquatique (Down et Stocks 1977, Gray 1997).

### 2.1.3.1 Historique

Les premiers comptes rendus documentés qui décrivent des problèmes environnementaux associés à l'exploitation minière datent de plusieurs milliers d'années. Dès 2750 avant notre ère, des descriptions reliées au DMA ont été faites par des Phéniciens du sud de l'Espagne lorsqu'ils ont découvert une rivière couleur rouge vin qui coulait dans la mer Méditerranée. La source de cette eau rouge était des activités minières reliées à l'un des plus grands gisements de sulfures au monde qui est maintenant connu sous le nom de mine Rio Tinto (Moncur 2006, Davis et al. 2000). L'acidité de l'eau issue des ouvrages miniers est décrite plus spécifiquement au début du siècle dernier (Trax 1910) et on associe la formation du DMA aux résidus abandonnés ou aux parties de mine déjà exploitées, plutôt qu'à l'exploitation comme telle, dès les années 40 (Hoffert 1947). À ce moment, on associe la formation d'acidité à l'oxydation de la pyrite. Ces mécanismes d'oxydation de la pyrite, une des principales causes du DMA, sont ensuite étudiés à partir des années 60 (par exemple : Garrels et Thompson 1960, Singer et Stumm 1970, Lowson 1982). Aujourd'hui, les mécanismes de formation du DMA sont assez bien compris et les recherches effectuées portent généralement sur la gestion de celui-ci.

### 2.1.3.2 Production du DMA

Il y a production de DMA lorsque les minéraux sulfureux contenus dans les résidus miniers s'oxydent. Dans la région de l'Abitibi par exemple, les principaux matériaux sulfureux sont la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), la pyrrhotite ( $\text{Fe}_{1-x}\text{S}$ ,  $0 < x < 0,20$ ) et l'arsénopyrite ( $\text{FeAsS}$ ). Lorsque ces minéraux sont en présence d'eau et d'air, ils s'oxydent. Dans le cas de la pyrite par exemple, ce phénomène suit la réaction suivante (Aubertin et al. 2002):



Les ions  $H^+$  ainsi créés vont entraîner la diminution du pH de l'eau. Cette diminution du pH entraînera la dissolution de certains métaux comme le nickel, le plomb, le zinc, le manganèse et le cuivre. Ainsi, le drainage minier acide peut non seulement être nocif pour l'environnement en raison de son pH faible, mais aussi par la concentration en contaminants métalliques qu'il peut transporter (Johnson et Hallberg 2005). Les résidus miniers peuvent aussi comporter des minéraux neutralisants qui aideront à garder le pH à un niveau acceptable. C'est cet équilibre entre production d'acidité et dissolution des matériaux neutralisants qui dicte le pH final de l'effluent. Cependant, le potentiel de production d'acidité peut être plus élevé que la quantité réciproque de matériaux neutralisants. Ainsi, une fois la réserve de matériaux neutralisants épuisée, le pH de l'eau de drainage diminue et peut atteindre des valeurs de pH se situant autour de 4 – 6 (Genty et al. 2016) et pouvant même atteindre des valeurs de -2 (Plante et al. 2020a).

#### 2.1.4 Gestion du DMA

Il est bien entendu plus simple de gérer des résidus miniers non générateurs de DMA lorsqu'il est temps de mettre en place le plan de restauration. Comme mentionné précédemment, celui-ci doit permettre la stabilité chimique des résidus, et ce à perpétuité. Il existe deux approches principales quand vient le temps de contrôler le DMA. Il est possible de traiter le DMA une fois qu'il est produit ou de le prévenir à la source en limitant les réactions d'oxydation des matériaux générateurs.

##### 2.1.4.1 Traitement du DMA une fois produit

Il est possible de traiter le DMA produit en se basant sur le même concept de neutralisation qui peut être présent à l'intérieur des résidus. L'utilisation de matériaux neutralisants, comme la chaux vive, la chaux hydratée ou encore la soude caustique peut être faite pour augmenter le pH d'un effluent acide ce qui engendre la précipitation des métaux dissous vu leurs plus faibles potentiels de dissolution à pH neutre (Aubertin et al. 2002). Les matériaux ajoutés et les précipités forment ensuite une boue qui doit

être gérée adéquatement (Aubé 2004, Ackman 1982, Aubé et Zinck 1999). Ce type de traitements, en plus d'engendrer la création de quantités non négligeables de boues de traitements, est une activité devant être maintenue aussi longtemps que l'effluent ne répond pas aux normes environnementales. Ainsi, si les réactions d'oxydation ne sont pas limitées par des méthodes de contrôle comme la mise en place d'un recouvrement, ce type d'effort pourrait se poursuivre à très long terme dans le cas de site générateur de DMA (Aubertin et al. 2002). Ce type de traitement des eaux acides s'inscrit donc dans la liste des traitements dits « actifs » en raison de la nécessité d'ajouter des intrants (réactifs) en continu.

Une autre option pour le traitement du DMA est l'utilisation de méthodes de traitements passifs des eaux minières contaminées. Ces méthodes sont généralement utilisées en tandem avec un système de recouvrement qui aide à produire un effluent moins nocif pour l'environnement. Un exemple de traitement passif est l'installation d'un drain calcaire. Celui-ci peut alors être utilisé pour finaliser le traitement de l'effluent qui quitte les résidus. Le site de l'ancienne mine Lorraine au Témiscamingue est un bon exemple de ce type de combinaison de traitements (Bernier et al. 2002). Le fonctionnement du drain calcaire repose sur le concept que lorsqu'une eau à pH faible entre en contact avec des roches calcaires, ces dernières se dissolvent. Ceci entraîne la formation d'ions OH<sup>-</sup> qui augmentent le pH de cette eau (Santomartino et Webb 2007, Bernier et al. 2002, Offeddu et al. 2015). Les drains calcaires fonctionnent selon ce principe et servent principalement à augmenter, et donc à neutraliser, le pH d'un effluent. Plusieurs autres types de traitements passifs existent, par exemple les marécages naturels ou construits, les murs réactifs perméables et les bioréacteurs passifs qui utilisent des bactéries sulfato-réductrices (Zagury et al. 2005, Neculita et al. 2007).

#### 2.1.4.2 Prévention du DMA à la source

La prévention du DMA est basée sur la limitation de la réaction d'oxydation et du transport de l'acidité dans les résidus. La formation de DMA nécessite trois composants, des matériaux sulfureux pour subir l'oxydation, de l'oxygène pour oxyder les matériaux sulfureux et de l'eau qui produira des ions H<sup>+</sup> à la suite de la réaction d'oxydation. Ainsi, en limitant un de ces composants il est possible de limiter à la source la formation de DMA.

##### Minéraux sulfureux

Si les minéraux sulfureux sont absents des résidus, il n'y aura généralement pas de production de DMA. Ainsi, une des premières méthodes pour limiter la formation de DMA est la désulfuration des résidus. La désulfuration est une alternative intéressante pour la gestion des résidus génératrices d'acide. Ce procédé est placé à la fin du circuit de traitement du minerai et aide à la gestion des résidus en concentrant la fraction de sulfure présente dans les résidus (Benzaazoua et al. 2008, Benzaazoua et al. 2000, Alam et Shang 2012). Ce concentré de sulfure de volume réduit est ensuite traité individuellement à plus faible coût. Cependant, cette méthode peut être difficile à appliquer lorsque les résidus ont un potentiel de neutralisation faible.

##### Eau

Ensuite, une autre méthode de contrôle de la formation du DMA est la limitation de l'infiltration de l'eau dans les résidus. Cette méthode est plus facile d'utilisation en climat sec (Knidiri et al. 2017, Albright et al. 2004, Albright et al. 2010, Hauser 2008, Apiwantragoon 2015), mais certains essais ont été aussi faits en milieu humide comme dans le climat québécois. Il est possible d'installer des géomembranes qui dévient l'eau et préviennent ainsi l'infiltration (Maurice 2002). Certains systèmes de recouvrement visent à dévier l'eau vers les côtés des parcs à résidus ou des haldes à stériles en utilisant la pente et l'effet de barrière capillaire (Aubertin et al. 2009, Bussière et al. 2003a, Frind et al. 1976, Ross 1990, Stormont 1995, 1996, Zhan et al. 2001).

## Oxygène

Dans un climat humide comme celui des forêts boréales et tempérées du Québec (Government of Canada 2016), les méthodes de prévention et de contrôle de la formation du DMA peuvent viser à limiter l'apport en oxygène. Il est généralement reconnu que les barrières à l'oxygène sont efficaces pour limiter le DMA (ex.: SRK 1989, MEND 2001, Aachib et al. 1998, Bussière et al. 2004). Lorsque le recouvrement vise à limiter l'apport en oxygène aux résidus, il vise généralement à maintenir un degré de saturation en eau élevé. Il existe plusieurs types de barrières à l'oxygène. Elles utilisent le principe de la faible diffusion de l'oxygène dans l'eau pour contrôler la formation de DMA. En effet, comme l'oxygène diffuse  $10^3$  à  $10^4$  fois plus lentement dans l'eau que dans l'air (Hillel 1998; Chapuis et Aubertin 2003), en utilisant une couche d'eau ou de matériau saturé en eau, on obtient une barrière à l'oxygène. Plusieurs techniques utilisant ce principe existent et elles seront abordées dans la prochaine section. Les géomembranes peuvent aussi contrôler la diffusion de l'oxygène mais sont principalement utilisées comme barrières à l'eau.

### 2.1.5 Systèmes de recouvrement

Les systèmes de recouvrement visent à limiter l'infiltration d'eau, la diffusion d'oxygène ou les deux simultanément dans les résidus (Aubertin et al. 2002, Bussière et Guittonny 2020). Ceux-ci ont pour but de limiter la production de DMA. Ces recouvrements respectent une méthodologie de design précise et visent l'atteinte de critères de performance bien définis.

#### Recouvrements multicouches

Les recouvrements multicouches sont des recouvrements constitués de plusieurs couches de différents matériaux. Ces matériaux possèdent des propriétés hydrogéologiques différentes et donc des rôles différents au sein du recouvrement. La figure 2.1 présente la structure typique de ce type de recouvrement. La couche A, qui

se retrouve en surface, vise à séparer les couches inférieures du milieu extérieur et peut servir de support à la végétation. La couche B vient protéger les couches sous-jacentes. Elle peut servir à limiter l'évaporation, l'intrusion racinaire ou les aléas climatiques. Elle peut aussi servir à stocker l'eau d'infiltration pour la relarguer plus tard par évaporation. La couche C est une couche drainante qui contrôle l'écoulement latéral de l'eau et peut aider les couches supérieures à avoir une forte capacité de rétention en eau. La couche D est une couche à faible perméabilité et vise à limiter les infiltrations d'eau et/ou d'oxygène dans les rejets. Finalement, la couche E est une couche de support au reste du recouvrement et peut aussi être utilisé pour créer un effet de barrière capillaire. En sélectionnant les matériaux adéquats, il est possible de limiter l'apport en eau ou en oxygène aux résidus et d'ainsi limiter la formation de DMA.

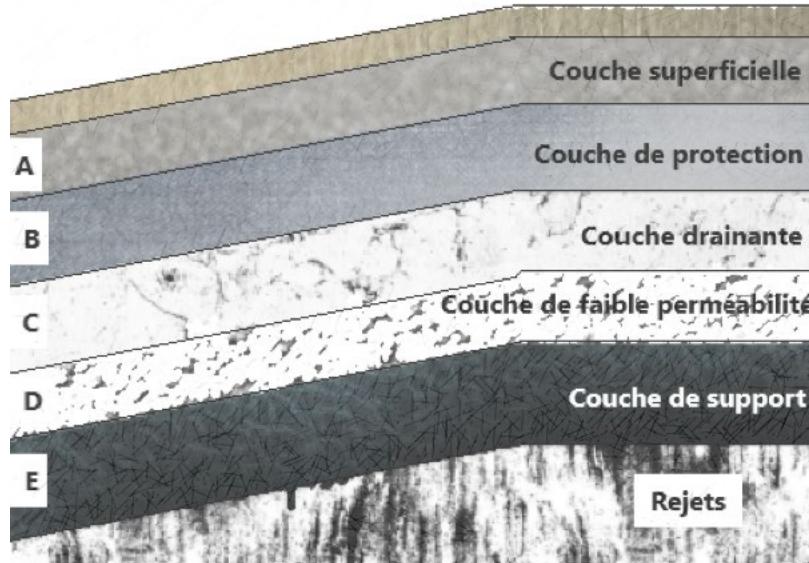


Figure 2.1 Structure typique d'un recouvrement multicouche visant à limiter la formation de DMA, inspiré de Aubertin et al. 2015

### 2.1.6 Types de systèmes de recouvrement

Tableau 2.1 Synthèse des différents types de systèmes de recouvrement

Nom du recouvrement	Barrière à...	Principe de fonctionnement
Géomembranes et Géocomposites bentoniques	eau	Matériaux possédant une perméabilité assez faible pour être généralement considérées comme étanches qui sont utilisés pour limiter l'infiltration d'eau
Recouvrements évapotranspirants	eau	Le recouvrement conserve l'eau le temps nécessaire pour qu'elle soit relarguée par évapotranspiration ou par mouvement latéral avant d'atteindre les résidus
Couverture inclinée	eau	Le recouvrement dévie l'eau en suivant l'inclinaison et limite l'infiltration d'eau dans les résidus
Couverture à effets de barrière capillaire (CEBC)	oxygène	L'effet de barrière capillaire aide à maintenir une couche de la couverture à un degré de saturation élevé et ainsi limite la diffusion d'oxygène
Recouvrements avec consommation d'oxygène	oxygène	Utilisation d'un matériau réactif qui consomme l'oxygène et limite le flux d' $O_2$
Couverture aqueuse	oxygène	Installer une couche d'eau par-dessus les résidus empêchant ceux-ci d'avoir accès à l' $O_2$ de l'air
Nappe surélevée avec couverture monocouche	oxygène	Consiste à augmenter artificiellement le niveau de la nappe phréatique empêchant les résidus d'avoir accès à l' $O_2$ de l'air

#### 2.1.6.1 Recouvrement visant à limiter l'infiltration d'eau

##### Géomembranes

Les géomembranes (GM) sont des matériaux faits de différents types de thermoplastiques et d'élastomères. Le Polyéthylène à haute densité, PEHD (HDPE en anglais) est particulièrement populaire présentement. Les GM peuvent être utilisées dans un design de recouvrement multicouche comme couche de faible perméabilité (D). Leur efficacité est reliée à leur perméabilité et à leur diffusivité (Koerner 2012) qui sont assez faibles pour être généralement considérées comme étanches. Ce type de recouvrement vise donc à limiter l'infiltration d'eau. Cependant, les GM sont sensibles aux défauts du matériau, aux dommages physiques causés par la construction et aux joints défectueux. Ces problèmes peuvent entraîner une diminution importante de la performance des GM à court terme (McQuade et Needham 1999, Bouazza 2002,

Benson et al. 2007, Maqsoud et al. 2020). L'enjeu principal pour ce type de recouvrement est leur longévité.

### Géocomposites bentoniques

Les géocomposites bentoniques (GCB) sont utilisés de manières similaires aux géomembranes. La caractéristique principale qui les différencie est leur composition. Les GCB sont généralement composés d'une couche centrale de bentonite sodique et de géotextiles de part et d'autre. Ils possèdent une conductivité hydraulique saturée faible ( $k_{sat} \approx 10^{-9}$ ) et sont donc efficaces lorsqu'ils sont utilisés comme couche de faible perméabilité (D). De plus, comme la bentonite tend à gonfler lorsqu'elle est en présence d'eau, les GCB ont une capacité d'autoscellement qui permet au GCB de se réparer et d'avoir une bonne résistance aux cycles de gel-dégel (Aubertin et al. 2015, Maqsoud et al. 2020). Cependant, des problèmes similaires aux géomembranes, reliés au bris et à la pose de celles-ci sont observés dans l'utilisation des GCB. De plus, les propriétés des GCB peuvent être altérées par des solutions chargées en cations, notamment  $\text{Ca}^{2+}$ , provenant des résidus sous-jacents ou des solutions de percolation à travers les couches supérieures du recouvrement (Kashir et Yanful 2001, Bouazza et al. 2013, Liu et al. 2013).

### Couverture évapotranspirante

Les couvertures évapotranspirantes sont conçues pour stocker et libérer l'eau et empêcher l'eau de s'infiltrer dans les résidus sous-jacents. Elles ont été appliquées avec succès dans des climats arides et semi-arides (Albright et al. 2004, Hauser 2008, Albright et al. 2010, Apiwantragoon 2015). Ces recouvrements ont pour but de stocker l'eau assez longtemps pour qu'elle soit éliminée par évapotranspiration avant qu'elle puisse s'infiltrer plus profondément et ainsi contrôler l'infiltration profonde (Benson et Khire 1995, Bohnhoff et al. 2009, Bossé et al. 2013, 2015, Apiwantragoon et al. 2015). Dans la littérature, ces recouvrements sont appelés des couvertures de bilan hydrique, évapotranspirantes ou de stockage et relargage (Benson et al. 2011, Scanlon et al. 2005,

Shackelford 2005, Fayer et Gee 2006). Les couvertures évapotranspirantes vont généralement posséder une couche de matériau poreux relativement fin comme couche de faible perméabilité (D) qui vient, par capillarité, retenir l'eau de la recharge due aux précipitations et au ruissellement. L'eau reste dans la couche (D) assez longtemps pour être libérée (relâchée) par évaporation avant d'avoir la possibilité d'atteindre les résidus (Benson et Khire 1995, Nyhan 2005, Rock et al. 2012, Bussière et Wilson 2020). Dans ce type de design, les couches superficielles (A) et de protection (B) peuvent même être enlevées afin d'augmenter au maximum les effets d'évapotranspiration.

Elles sont généralement constituées d'au moins deux couches de matériaux avec granulométrie différentes (Khire et al. 1999, Aubertin et al. 2002). La couche de support (E) est généralement constituée de matériaux plus grossiers créant un effet de bris capillaire. L'ajout d'une couche de bris capillaire (CBC) sous la couche de matériau fin améliore les performances du recouvrement. Plus précisément, la différence de propriétés hydrogéologiques liée aux différences de granulométrie entraîne la création d'un effet de barrière capillaire qui limite l'infiltration de l'eau. Ce phénomène améliore donc la capacité de stockage en eau de la couche évapotranspirante (Morel-Seytoux 1992, Khire et al. 1999, Bussière et al. 2003a, Bossé et al. 2013, Bussière et Wilson 2020). Une description plus détaillée du phénomène de bris capillaire est abordée dans la section 2 de la présente revue de littérature.

### Couvertures inclinées

Les couvertures inclinées ont une composition semblable aux couvertures évapotranspirantes, mais plutôt que de relarguer l'eau emmagasinée par évapotranspiration, ce type de recouvrement vise à dévier l'eau pour qu'elle soit relarguée à distance des résidus (Fayer et al. 1992, Morris et Stormont 1997). Les recouvrements de ce type ont démontré leur performance en milieu humide (Aubertin et al. 2009, Bussière et al. 2002) et en milieu aride et semi-aride (Frind et al. 1976, Ross 1990, Stormont 1995, 1996, Zhan et al. 2001). Comme les couvertures

évapotranspirantes, les couvertures inclinées peuvent ne pas posséder de couches superficielles (A) et de protection (B) (Khire et al. 1999, Aubertin et al. 2002, Bussière et al. 2003a). Les couvertures inclinées sans couche A et B sont généralement composées d'un matériau avec une conductivité hydraulique saturée faible, comme un silt ( $10^{-6}$  cm/s  $< k_{sat} < 10^{-3}$  cm/s, Aubertin et al. 2009) qui limite la percolation et favorise donc l'écoulement de l'eau libre en surface. Le principe de barrière capillaire est aussi utilisé dans les couvertures inclinées pour limiter l'infiltration d'eau et permettre un déplacement latéral plus facile au travers de la couche drainante (C) (Bussière et Wilson 2020).

Dans les climats arides et semi-arides, les couvertures inclinées ont été considérées pour emmagasiner et détourner l'eau afin de protéger les résidus de la percolation (Frind et al. 1976, Ross 1990, Stormont 1995, 1996, Zhan et al. 2001). Dans ce type de climat, les recouvrements multicouches complets (avec A et B) sont favorisés puisque leur conception est simple et elles possèdent une grande stabilité à long terme par rapport aux couvertures inclinées monocouches (seulement une couche de faible perméabilité et quelquefois une couche de support) (Morris et Stormont 1997). Des études récentes indiquent qu'avec une conception adéquate pour un climat raisonnablement sec, la performance d'une couverture inclinée multicouche complète serait supérieure à un design monocouche (Ross 1990, Oldenburg et Pruess 1993, Stormont 1996). Cependant, ceci n'est pas certain pour les climats humides.

#### 2.1.6.2 Recouvrement visant à limiter la migration d'oxygène

##### Couverture à effets de barrière capillaire

Les couvertures à effet de barrière capillaire (CEBC) sont un type de couverture qui vise à limiter la diffusion de l'oxygène. Leur fonctionnement repose sur la connaissance des lois qui régissent les écoulements non saturés dans les sols et sur le

principe de bris capillaire. Ce type de recouvrement sera le point central du présent document et est abordé plus en profondeur dans la prochaine section.

### Recouvrements avec consommation d'oxygène

Lorsqu'il est plus favorable de limiter l'infiltration d'oxygène que l'infiltration d'eau, un recouvrement multicouche peut inclure des matériaux réagissant avec l'oxygène. Ces matériaux ne doivent cependant pas produire de DMA ou autre écoulement contaminé. Divers matériaux peuvent être utilisés, incluant des résidus forestiers (Tassé et al. 1996), des boues d'usine de pâtes et papiers (Cabral et al. 1997), de la tourbe ou du compost (Pierce et al. 1994). L'utilisation de ces matériaux est efficace pour diminuer la quantité d'oxygène qui atteint les résidus, mais l'utilisation de ceux-ci apporte aussi leurs propres problèmes. On note particulièrement, la durée de vie (dû à l'épuisement de la matière organique), la variabilité chimique et physique des matériaux utilisés, les dangers d'incendie en période sèche (pour les copeaux de bois par exemple), la possible production de gaz à effet de serre, la contamination organique possible du lixiviat et la définition des critères de conception non conventionnels (définition de l'épaisseur de la couche, du taux de consommation, etc.).

Les résidus faiblement sulfureux peuvent aussi être utilisés dans ce type de recouvrement. Ils peuvent être utilisés comme couche de faible perméabilité en raison de leur faible conductivité hydraulique saturée tout en réagissant avec une portion de l'oxygène présent et réduisant ainsi la quantité d'oxygène qui atteint les résidus. Les résidus faiblement sulfureux peuvent être utilisés comme matériau de rétention d'humidité dans une CEBC si le matériau possède les propriétés hydrogéotechniques appropriées. La présence de résidus à faible teneur en sulfure dans la couche de rétention d'humidité peut réduire le flux d'oxygène en limitant la diffusion et en consommant l'oxygène (Demers 2008, Bussière et al. 2003a). Il est cependant important de considérer que la capacité à limiter la diffusion d'oxygène en la consommant est limitée dans le temps. En effet, une fois que les matériaux sulfureux

ont été totalement oxydés, ceux-ci ne réagiront plus avec l'oxygène et leur consommation en O<sub>2</sub> sera donc nulle.

### Couverture aqueuse

Les couvertures aqueuses (ou recouvrements en eau) ont déjà démontré leur efficacité autant en laboratoire que sur le terrain (Davé et Vivyurka 1994, Davé et al. 1997, Aubertin et al. 2016). Ce type de recouvrement consiste à installer une couche d'eau par-dessus les résidus et est utilisé sur plusieurs sites miniers à travers le monde (Awoh et al. 2020). Cependant, cette méthode de restauration n'est pas utilisable sur tous les types de sites. En effet, comme elle consiste plus ou moins à créer un lac artificiel par-dessus les résidus, si la topographie ne permet pas ce type d'installation, cette méthode est inutilisable. De plus, le site d'entreposage des résidus doit avoir accès à une quantité suffisante d'eau pour maintenir une épaisseur minimale de la couche d'eau afin de maintenir la performance d'un tel recouvrement (Bussière 2010, Aubertin et al. 2016). Finalement, les digues utilisées pour créer ce genre de recouvrement et contenir l'eau doivent être conçues de manière à garder leur intégrité physique, et ce dans des conditions météorologiques, sismiques, et temporelles extrêmes (Bussière 2010, Aubertin et al. 2016). Toutes ces difficultés d'aménagements peuvent représenter des risques, et donc des coûts, non négligeables pour les compagnies minières. Il est à noter que la technique de la couverture aqueuse peut aussi être appliquée après remblayage des fosses, ce qui permet d'éviter les problèmes associés à l'utilisation de digues pour maintenir un niveau d'eau approprié.

### Nappe surélevée avec couverture monocouche

La technique de la nappe phréatique surélevée est similaire à la couverture aqueuse et partage plusieurs caractéristiques avec cette dernière. Elle repose sur le fait que l'oxygène a une vitesse de diffusion bien inférieure dans l'eau par rapport à dans l'air. Ainsi, l'oxygène aura de la difficulté à traverser un matériau saturé en eau. La technique de la nappe surélevée consiste à augmenter artificiellement le niveau de la nappe

phréatique, comme présenté dans la Figure 2.2, afin que les résidus réactifs soient saturés en eau et donc que leur oxydation soit virtuellement stoppée (Orava et al. 1997, Aubertin et al. 1999, Dagenais 2005, Dagenais et al. 2006, Ouangrawa 2007, Ouangrawa et al. 2009, 2010, Pabst 2011, Pabst 2020). Les résidus se situant sous la nappe phréatique sont naturellement saturés et les résidus se situant dans la frange capillaire, d'une hauteur environ égale à la pression d'entrée d'air (AEV) au-dessus de la nappe, sont près de la saturation. La hauteur de la frange capillaire est directement reliée à la distribution granulométrique du matériau utilisé (Aubertin et al. 2003). Cette méthode de gestion des résidus a démontré son efficacité à plusieurs reprises, mais son utilisation comporte certaines limites et facteurs à considérer. La profondeur de la nappe au départ, les aléas climatiques et saisonniers, le bilan hydrique du site, l'uniformité et la granulométrie des résidus (qui ont un impact sur la hauteur de la frange capillaire), la topographie des lieux et la grandeur des bassins peuvent tous être des éléments limitant l'utilisation de cette technique (Pabst 2020).

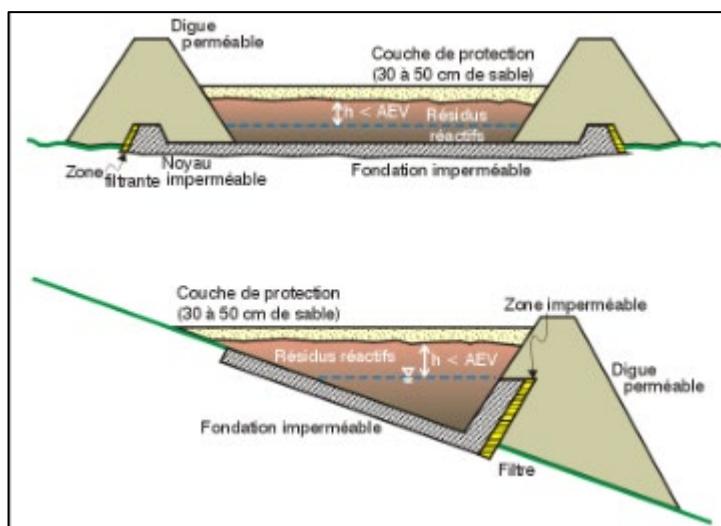


Figure 2.2 Schéma conceptuel de la technique de la nappe surélevée avec couverture monocouche permettant de maintenir un haut degré de saturation dans les résidus réactifs et ainsi diminuer la génération de drainage minier acide (tirée de Aubertin et al. 1999)

### 2.1.6.3 Synthèse sur les systèmes de recouvrements

Les systèmes de recouvrement sont présentement une des méthodes les plus étudiées lorsque vient le temps de restaurer les parcs à résidus miniers. Le Tableau 2.1 fait un résumé des différents types de recouvrement utilisés pour contrôler la production de DMA. Plus de détails sur les méthodes de restauration impliquant des recouvrements sont disponibles dans le livre de Bussière et Guittonny (2020).

## 2.2 Couverture à effets de barrière capillaire

### 2.2.1 Historique des CEBC

Durant les années 80, plusieurs travaux ont postulé que le principe de bris capillaire pourrait être utilisé pour élaborer des systèmes de recouvrement pouvant être utilisés dans la restauration des sites miniers (ex : Rasmuson et Eriksson 1988, Nicholson et al. 1989, Bourgeois 1986). Elles auraient comme fonction de limiter l'infiltration de l'oxygène et de l'eau vers les résidus en utilisant une couche de matériaux fins placée au-dessus d'une couche plus grossière (Tableau 2.2).

Durant les années 90, des essais au laboratoire en utilisant des modèles physiques (par exemple en colonne) ou en cellules expérimentales ont été réalisés afin de tester la performance de ces recouvrements (ex : Aubertin et al. 1995a, Aubertin et al. 1995b, Nicholson et al. 1991, Yanful et al. 1993b, Barbour 1990; Bussière et al. 2002). Divers modèles mathématiques sont aussi élaborés (Akindunni et al. 1991) et des modèles expérimentaux à échelle réduite sont conçus, comme la boîte inclinée (Bussière et al. 2002). Les résultats semblent prometteurs (Tableau 2.2).

Au cours des années 2000, des CEBC sont construites à l'échelle du site et leurs performances sont suivies de près (MEND 2004, Dagenais et al. 2005a, Bussière et al. 2003b, Dagenais et al. 2001). Ces CEBC sont construites sur des parcs à résidus miniers ou des zones d'accumulation de résidus miniers abandonnés. Dans les années suivant

leur installation, le suivi a démontré la performance de ce type de couvertures à court terme : la performance est maintenue, le degré de saturation de la CRH est maintenu. (Tableau 2.2).

Durant les années 2010, le suivi continu, les performances sont maintenus pendant une dizaine d'années démontrant la performance à moyen terme des CEBC. Durant cette époque, divers travaux visant à améliorer la conception des CEBC sont effectués (ex. : Abdolahzadeh et al. 2011a, Ng et al. 2016a, Kabambi et al. 2017). Les impacts que certains scénarios plus particuliers pourraient avoir sur la performance des CEBC sont évalués tels des épisodes de pluie intense (Ng et al. 2015) ou encore les effets des changements climatiques (Hotton et al. 2020). C'est durant cette période qu'il est postulé que la végétation pourrait avoir un effet néfaste sur la performance d'une CEBC (Tableau 2.2).

## 2.2.2 Principe de fonctionnement d'une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC)

### 2.2.2.1 Configuration de la CEBC

Les CEBC en climat tempéré ont déjà démontré leur utilité quant à la restauration des parcs à résidus miniers générateurs de DMA (Bussière et al. 2003b, 2004, 2006, 2007; Aubertin et al. 1999, 2002b; Dagenais et al. 2001, 2005a; Dagenais 2005). Le concept de ce type de système de recouvrement est basé sur la superposition de différentes couches de matériaux ayant des distributions granulométriques et des propriétés hydrogéologiques distinctes qui viennent limiter la migration de l'oxygène vers les résidus réactifs. Cette superposition de matériaux entraîne la création d'un effet de barrière capillaire à l'interface entre la couche fine et les couches grossières. Ce phénomène aide au maintien d'un degré de saturation en eau élevé dans la couche de granulométrie fine appelé la couche de rétention d'humidité (CRH). Comme l'oxygène diffuse de  $10^3$  à  $10^4$  fois plus lentement dans l'eau que dans l'air (Hillel 1998; Chapuis

Tableau 2.2 Résumé des travaux effectués en lien avec le développement et l'utilisation des CEBC dans le but de contrôler la formation du DMA

Période	Travaux effectués	Références
80'	Formulation de l'hypothèse voulant que le principe de bris capillaire puisse être utilisé dans la conception des recouvrements d'ingénierie pouvant être utilisés dans la restauration des sites miniers.	Morel-Seytoux 1992; Rasmussen et Erikson 1986; Nicholson et al. 1989.
90'	Démonstration de l'hypothèse et travaux en laboratoire pour évaluer la performance de cette nouvelle technique visant à limiter la diffusion d'oxygène. Élaboration de modèles numériques et analyse de la performance.	Akindunni et al. 1991; Aubertin et al. 1995a, 1995b, 1996, 1997a, 1997b, 1998; Bussière 1999; Bussière et al. 1997; Chapuis et al. 1993; Fayer et al. 1992; Morris et Stormont 1997; Stormont 1995, 1996; Nicholson et al. 1991, Yanful et al. 1993, Barbour 1990
00'	Installation de CEBC à grande échelle sur des résidus et précision de la technique. Développement de méthode d'analyse numérique et essais visant à améliorer la technique (utilisation de matériaux faiblement réactifs, utilisation de géotextile comme couche de bris capillaire, utilisation de résidus en pâte et papier, etc.)	Aachib et al. 2004; Aubertin et al. 2006a, 2006b, 2009; Bussière et al. 2003a, 2003b, 2004, 2006; Cabral et al. 2000; Dagenais et al. 2001, 2005a; Demers et al. 2009; Mbonimpa et al. 2002, 2003, 2008; McCartney et al. 2010; MEND 2004; Molson et al. 2004, 2008; Parent et Cabral 2006; Park et Fleming 2006; Yanful et al. 2006.
10'	Suivi de la performance à long terme et étude du maintien de cette performance. Amélioration en continu du concept de CEBC. Études sur la performance à long terme des CEBC	Abdolahzadeh et al. 2011a, 2011b; Boulanger-Martel et al. 2020; Dagenais et al. 2012; Demers et al. 2017; Hotton et al. 2020; Kabambi et al. 2017; Laroche et al. 2019; Li et al. 2013; Maqsoud et al. 2011; McCartney et al. 2010; Ng et al. 2015, 2016; Pabst et al. 2018.

et Aubertin 2003), un haut degré de saturation en eau ( $S_r$ ) permet de diminuer la diffusion de l'oxygène à travers la CEBC. Un  $S_r$  supérieur à 85% dans une CRH d'environ 50 cm d'épaisseur permet de limiter la diffusion d'oxygène, ce qui contrôle efficacement la génération de DMA (Bussière et al. 2003a, 2004, 2006, 2007; Aubertin et al. 1997, 1999; Nicholson et al. 1989; Yanful 1993). Généralement, les CEBC sont composées d'un minimum de trois couches (Figure 2.3) (Aubertin et al. 2002, 2015).

D'abord, une couche de protection (CP) d'environ 40 cm se trouvant à la surface de la CEBC et composée de matériaux grossiers comme du sable et du gravier. Celle-ci vise à limiter l'évaporation et les remontées capillaires et à protéger la CRH des effets de la végétation et des animaux. Ensuite, une couche de rétention d'humidité (CRH) qui peut varier entre 50 et 100 cm d'épaisseur se trouvant sous la CP et composée de matériaux plus fins comme du silt. La CRH vise à conserver un  $S_r$  élevé afin de maintenir la barrière hydrogéologique entre l'oxygène de l'air et les résidus miniers. Finalement, une couche de bris capillaire (CBC) d'au moins 30 cm se trouve directement sous la CRH et est composée de matériaux grossiers. Elle participe au maintien du  $S_r$  élevé de la CRH.

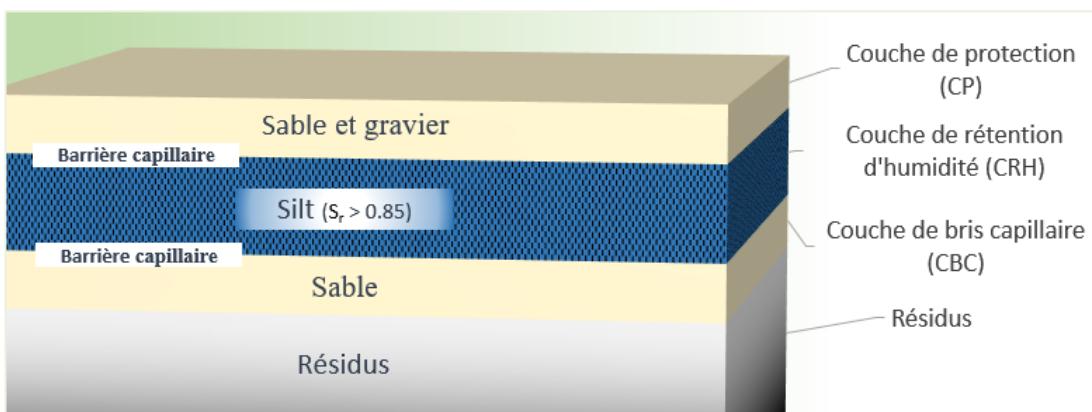


Figure 2.3 Configuration d'une CEBC typique

#### 2.2.2.2 Le principe du bris capillaire

Comme mentionné précédemment, le principe de bris capillaire est la pierre angulaire sur laquelle repose le fonctionnement d'une CEBC (Nicholson et al. 1989; Morel-Seytoux 1992; Bussière et al. 2007). Il est donc très important de bien comprendre les mécanismes hydrogéologiques qui sous-tendent ce principe. Les effets de barrières capillaires sont créés lorsqu'un matériau fin (CRH) est directement superposé à un matériau plus grossier (CBC). C'est le contraste entre les propriétés hydrogéologiques des différents matériaux qui entraîne l'apparition du phénomène de bris capillaire. Pour

bien comprendre le processus, il faut d'abord observer les courbes de rétention d'eau et les fonctions de perméabilité des différents matériaux. La Figure 2.4a est une représentation classique de la courbe de rétention en eau (CRE) d'un sable et d'un silt. On observe qu'à saturation, la conductivité hydraulique saturée ( $k_{sat}$ ) du matériau grossier, ici représenté par le sable (Figure 2.4), est plus élevée que celle du matériau fin, ici représenté par le silt (Figure 2.4). En d'autres mots, le sable à une capacité plus élevée que le silt à perdre de l'eau lorsque les deux matériaux sont à saturation. Lorsqu'il y a augmentation de la succion, en drainage, le sable atteint sa valeur d'entrée d'air (AEV pour « air entry value ») plus rapidement que le silt et commence à se drainer. À la suite de cette perte d'eau, la conductivité hydraulique du matériau grossier diminue drastiquement. Ainsi, l'eau présente dans le matériau fin se retrouve emprisonnée dans ce dernier puisque la conductivité hydraulique du matériau grossier est trop faible pour la laisser passer.

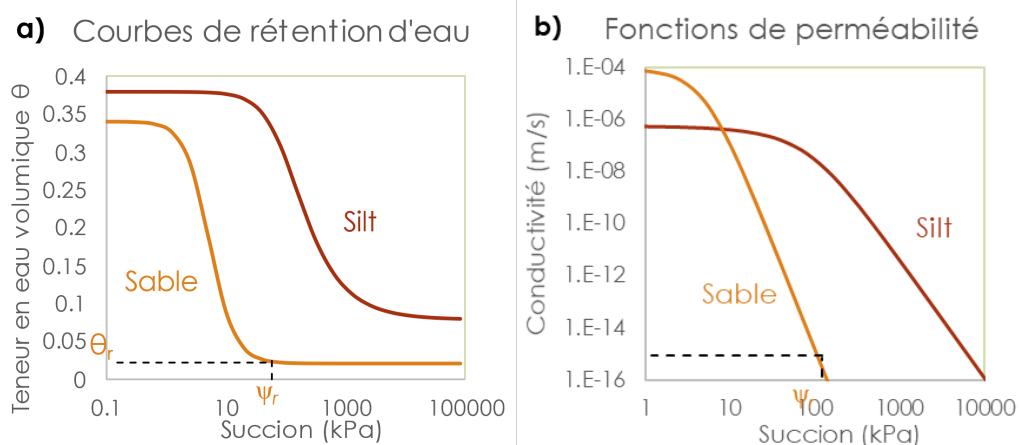


Figure 2.4 Principe hydrogéologique expliquant les effets de barrière capillaire (tiré de Aubertin et al. 2002)

Ce sont ces propriétés qui caractérisent les effets de barrière capillaire et qui permettent le maintien d'un degré de saturation en eau élevée dans la CRH. Deux principales caractéristiques sont acceptées comme étant la base de la création d'un effet de barrière capillaire. D'abord, la différence entre la  $k_{sat}$  du matériau grossier et du matériau fin

doit être d'un minimum de trois ordres de grandeur. Ensuite, l'AEV du matériau fin est plus grande que la succion résiduelle ( $\psi_r$ ) du matériau grossier (Aubertin et al. 1995a, 2015, 2016).  $\psi_r$  est la succion requise pour amener le matériau à sa teneur en eau résiduelle ( $\theta_r$ ). La validité de ce principe hydrogéologique a été démontrée par plusieurs travaux (Yanful et al. 1999, 2003; Aubertin et al. 1995a; Khire et al. 1999, 2000; Bussière et al. 2003a; Bussière 1999; Kämpf et al. 2003; Maqsoud et al. 2011; Lundgren 2001).

### 2.2.2.3 Courbes de rétention en eau et double porosité

De nombreux sols naturels et artificiels peuvent présenter deux groupes de pores distincts. D'abord, les micro- et/ou mésopores ( $r < 30 \mu\text{m}$ ), normalement observables dans un matériau minéral fin, comme le silt, et ensuite, les macropores ( $r \geq 30 \mu\text{m}$ ) un groupe de pores plus volumineux (Watt et al. 2006). Les macropores peuvent être observés dans un matériau à granulométrie grossière comme dans un sable non compacté par exemple. Cependant, ils peuvent aussi apparaître dans un sol fin. Dans ce cas, ils sont dus à la présence d'agrégats dans le sol, de fissures, de pores racinaires ou de vides causés par la présence de vers de terre (Russell 2010). Lorsque des macropores sont présents dans un sol qui n'en possède pas normalement, il peut y avoir une discontinuité dans la distribution de la porosité. Dans ce cas, on rencontre deux classes de pores de tailles distincts sans pores de taille intermédiaire. Ce phénomène est appelé double porosité, porosité bimodale ou porosité multimodale. Les CREs présentées dans la Figure 2.4a représentent des courbes classiques et assument une distribution continue de la porosité (Aubertin et al. 2002). Il est possible d'observer un modèle différent de CRE dans le cas où l'on a une double porosité dans le matériau analysé (Mallants et al. 1996). En effet, lorsqu'il y a présence de macropores, ceux-ci se videront plus rapidement et à des valeurs de succion plus faibles que le reste des pores du matériel. Ainsi, une fois que cette eau quitte le sol, un plateau est observé sur la CRE jusqu'à ce que la succion soit assez importante pour vider les pores plus petits.

Ainsi, lorsque cette forme de CRE apparaît, il est possible d'inférer qu'il y a présence d'une double porosité.

### 2.2.3 Propriétés et mécanismes liés à la performance d'une couverture à effets de barrière capillaire

Les CEBC visent à modifier les régimes hydrogéologiques afin de contrôler et ainsi limiter la génération de DMA. Le fonctionnement et la performance d'une CEBC reposent sur plusieurs facteurs et propriétés hydrogéologiques. Il est donc nécessaire d'analyser les mouvements d'oxygène et d'eau à travers celle-ci afin de bien évaluer sa performance. Ainsi, pour bien comprendre le système complexe qu'est ce type de recouvrement, il est important de bien comprendre les mécanismes régissant les mouvements d'eau et de gaz dans le sol. Cette section vise donc à présenter les bases de ces mécanismes.

#### 2.2.3.1 Propriétés et mécanismes liés à la dynamique de l'eau

L'eau en milieu poreux peut se déplacer de trois manières, par advection, par diffusion ou par convection (Parlange 1980; Fredlund et al. 2012; Zhang et al. 2016a). Dans le sol, les forces de diffusion et de convection s'exercent sur la vapeur d'eau dans le milieu et sont généralement moins importantes que les phénomènes d'advection de l'eau liquide (Zhang et al. 2016b). Ainsi, cette section se concentrera sur le phénomène d'advection et donc sur le mouvement de l'eau liquide dans le sol.

#### Mouvement des liquides

L'écoulement d'un fluide à travers un matériau poreux obéit à la loi de Darcy (1856). Dans sa forme générale, elle indique que le débit total,  $Q$  ( $\text{cm}^3/\text{s}$ ), est égal au produit de la perméabilité,  $k$  ( $\text{cm}/\text{s}$ ), de la zone transversale où le fluide s'écoule,  $A$  ( $\text{cm}^2$ ), et du différentiel de pression total,  $\Delta p$  (kPa), tous divisés par la longueur sur laquelle le différentiel de pression a lieu,  $L$  (m) et la viscosité du fluide  $\mu$  (kPa s).

$$Q = \frac{k A \Delta p}{\mu L}$$

Lorsqu'elle est utilisée dans un contexte plus spécifique comme l'écoulement de l'eau dans un sol saturé, elle peut être définie par cette formule :

$$q_w = k_{sat} \frac{\partial h_w}{\partial z}$$

Où le débit d'eau spécifique par unité de surface  $q_w$  est égal à la conductivité hydraulique saturée ( $k_{sat}$ ) multipliée par la différence de charge hydraulique ( $\partial h_w$ ) le long d'une hauteur ( $z$ ). L'utilisation de la loi de Darcy pour décrire l'écoulement de l'eau liquide dans les sols saturés a été validée dans des travaux passés (Buckingham 1907; Childs et Collis-George 1950). Ainsi, les éléments clés qui gèrent le débit sont la différence de charge et la conductivité hydraulique saturée qui sont généralement assumées constantes. Cependant, dans un sol non saturé, la conductivité hydraulique dépend du degré de saturation du milieu ( $S_r$ ) et de la succion ( $\psi$ ). Généralement, plus le  $S_r$  est faible, ou plus  $\psi$  est grande, moins la conductivité hydraulique ( $k$ ) sera grande. Ainsi, lorsqu'un sol est en cours de drainage, son  $S_r$  diminue avec le temps et par conséquent  $k$  diminue en même temps, et ce jusqu'à l'atteinte d'un équilibre où la teneur en eau ( $\theta$ ) ne peut plus diminuer même si la succion augmente. Cet équilibre est le point de teneur en eau résiduelle et de succion à teneur en eau résiduelle. Ainsi, comme la conductivité hydraulique ( $k$ ) varie en fonction de  $S_r$ , la réponse de l'écoulement ( $q_w$ ) à un gradient hydraulique ( $\frac{\partial h_w}{\partial z}$ ) est une fonction décrite par la fonction de perméabilité (Figure 2.4b). En d'autres mots, lorsque le sol est près de la saturation ( $S_r$  élevé), sa conductivité hydraulique ( $k$ ) sera élevée, ce qui entraînera un écoulement élevé ( $q_w$ ). Cet écoulement entraînera une diminution de  $S_r$ , et par conséquent de  $k$  et donc un écoulement plus faible (Figure 2.4b).

### 2.2.3.2 Propriétés et mécanismes liés à la migration des gaz

Le mouvement d'air dans le sol peut avoir un impact important sur l'oxydation des matériaux sulfureux du sol. C'est l'oxygène présent dans l'air des pores qui est l'une des principales composantes de la génération du DMA et c'est pourquoi il est important de comprendre les mécanismes de migration des gaz dans le sol. Trois cas de figure peuvent définir le mouvement d'air dans le sol. D'abord, dépendamment des conditions d'écoulement d'eau à travers le sol, les mouvements d'oxygène peuvent être majoritairement faits via cet écoulement. En effet, l'oxygène dissous dans l'eau de surface peut être transporté dans le sol à travers l'infiltration d'eau, ce mouvement est appelé advection (Figure 2.5a). Ensuite, dans les matériaux fins comme ceux de la couche de rétention d'humidité, il est important de considérer le degré de saturation du sol puisque les deux autres mécanismes sont basés sur la continuité des poches d'air dans le sol. Si le degré de saturation est inférieur à 85%, la phase gazeuse du sol existe sous forme continue (Corey 1957). Ainsi, lorsque le  $S_r$  est inférieur à 85%, l'air libre peut se déplacer dans les matériaux par simple diffusion selon un gradient de concentration (Figure 2.5b). Dans ce cas, la concentration en oxygène de l'air présente dans le sol tend à s'équilibrer avec la concentration de l'air ambiant. S'il y a présence de matériaux réactifs, ceux-ci ont accès à un stock d'oxygène important. Finalement, dans le cas où le sol est à un degré de saturation supérieur à 85%, la phase gazeuse du sol est discontinue et présente sous forme de bulles d'air emprisonnées à travers le matériau. Dans cette situation, la migration des gaz et plus précisément de l'oxygène se fait principalement par dissolution de l'air dans l'eau (Matyas 1967) (Figure 2.5c).

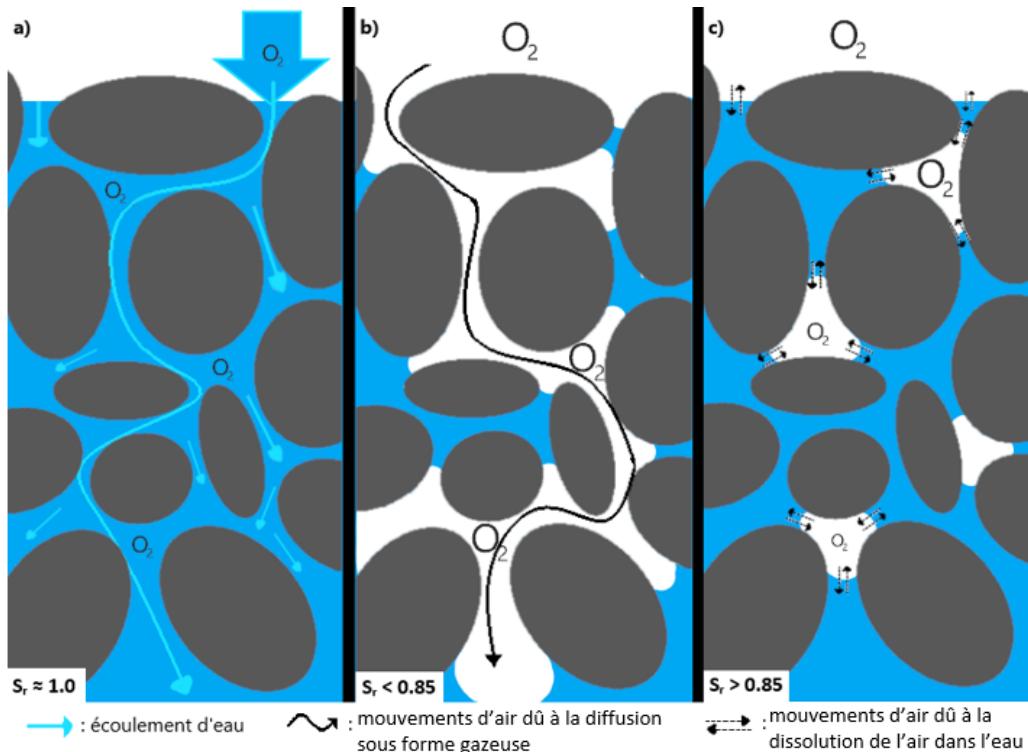


Figure 2.5 Mécanismes de migration des gaz dans un sol avec un degré de saturation près de 1,0 avec écoulement d'eau prononcé (a), avec Sr inférieur à 85% où le principal mécanisme est la diffusion d'air sous forme gazeuse (b) et avec un Sr supérieur à 85% et dominé par la dissolution de l'air dans l'eau (c)

Ces mécanismes ont un apport différent au mouvement des gaz dans le sol en fonction de la perméabilité, de la porosité, du degré de saturation ou de la configuration topographique (ex. : pente, épaisseur, etc.) du matériau (ex. : MEND 1991; Fredlund et al. 2012; Mbonimpa et Aubertin 2003). Cependant, dans le cas des barrières à l'oxygène, la grande majorité des mouvements de gaz est due à la diffusion (Aachib et al. 2004; Aubertin et al. 1995a; Demers 2008; Elberling et al. 1994; Elberling et Nicholson 1996; Mbonimpa et al. 2002, 2003; Nicholson et al. 1989; Yanful 1993). Ceci est dû au fait que les barrières à l'oxygène ont souvent de faible perméabilité, limitant l'écoulement d'eau, et des degrés de saturation élevés, limitant les mouvements de convection. Ainsi, la présente revue de littérature s'attarde sur les mouvements des gaz par diffusion dans l'eau et les mécanismes qui peuvent impacter ce mouvement.

## Mouvement des gaz

### **Mouvement des gaz : Lois de Fick**

Pour bien comprendre le fonctionnement des revêtements de type barrière à l'oxygène, il faut prendre en considération deux points importants. D'abord, la concentration d'oxygène à l'équilibre dans l'air est environ 30 fois supérieure à celle présente dans l'eau. De plus, le coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air ( $1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$  à  $20^\circ\text{C}$ ) est environ supérieur de 4 ordres de grandeur par rapport à celui dans l'eau ( $2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$  à  $20^\circ\text{C}$ ) (Mbonimpa et al. 2003). C'est pour ces deux raisons que les barrières à l'oxygène de type CEBC visent à conserver des valeurs de  $S_r$  élevées dans l'une de leurs couches afin de limiter la diffusion de l'oxygène qui se déplace beaucoup plus lentement dans l'eau que dans l'air (Aubertin et al. 1997, 1999; Bussière et al. 2003a, 2006; Dagenais et al. 2005a; Nicholson et al. 1989; Yanful 1993). Comme mentionné précédemment, la diffusion moléculaire contribue au transport de l'oxygène dans les revêtements comme les CEBC lorsqu'en présence d'un gradient de concentration. Plus précisément, dans le cas d'une couverture avec un faible valeur de coefficient de diffusion effectif et une faible conductivité hydraulique due au bris capillaire, ce mécanisme (la diffusion) devient le mécanisme dominant de migration des gaz à travers le sol (Mbonimpa et Aubertin 2003). La première loi de Fick peut être utilisée pour décrire le flux diffusif d'oxygène dans un milieu poreux non saturé  $F_{O_2}$ , à un temps  $t$  et une position  $z$ . Dans un système en une dimension et en régime permanent elle se définit comme suit (Mbonimpa et Aubertin 2003; Bear 1972; Hillel 1980) :

$$F_{O_2}(z, t) = -D_e \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} = -\theta_{eq} D^* \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} \quad (\text{Eq. 2.2})$$

Où  $D_e$  et  $D^*$  ( $\theta_{eq} D^* = D_e$ ) sont les coefficients de diffusion effectifs et globale de l'oxygène et seront abordés plus loin,  $C$  est la concentration en oxygène,  $z$  la position et  $t$  le temps. Le paramètre  $\theta_{eq}$  est quant à lui la porosité équivalente en air. Afin de tenir en compte du transport de l'oxygène dans les phases liquide et gazeuse, le paramètre

$\theta_{eq}$  a été développé (Aubertin et al. 1999, 2000). Il varie en fonction du degré de saturation et il est défini par :

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad (Eq. 2.3)$$

Où  $\theta_a$  et  $\theta_w$  sont respectivement les teneurs en air et en eau volumique. Ces teneurs sont basées sur la porosité  $n$  et le degré de saturation où  $nS_r = \theta_w$  et  $n - \theta_w = \theta_a$ .  $H$  représente la constante de Henry qui est définie par le rapport de la concentration d'oxygène dans l'eau sur la concentration d'oxygène dans l'air à l'équilibre. À 20°C,  $H \approx 0,03$ .

Ceci est valable en régime permanent alors que c'est plutôt la 2<sup>ème</sup> loi de Fick qui est utilisée en régime transitoire. Ainsi, en régime transitoire, la distribution de la concentration d'oxygène diffusé dans l'espace et dans le temps est donnée par :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} = -\theta_{eq} D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (Eq. 2.4)$$

Ce mécanisme de migration de l'oxygène est valable pour un matériau poreux où toute forme d'oxygène est conservée. Cependant, dans un milieu où l'oxygène peut être consommé, comme des matériaux colonisés par des organismes ou encore qui contiennent des sulfures qui s'oxydent au contact de l'air, il est important de prendre cette consommation en compte. Les réactions d'oxydation, comme celle de la pyrite par exemple, sont généralement considérées comme suivant une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre (Nicholson 1984, Elberling et Nicholson 1996). C'est-à-dire que leur vitesse de réaction est linéairement proportionnelle à la concentration en oxygène. En modifiant la 2<sup>ème</sup> loi de Fick (Eq. 2.4) il est possible de définir l'équation de continuité qui tient compte de la consommation d'oxygène en ajoutant un terme relié à cette consommation (Aachib et al 1993; Elberling et Nicholson 1996; Yanful et al. 1999). En ajoutant un coefficient de réactivité effectif  $K_r$  (ou global  $K_r^*$ ;  $\theta_{eq} K_r^* = K_r$ ), abordé plus tard dans cette revue de littérature, à la 2<sup>ème</sup> loi de Fick, il est possible d'évaluer le flux de

l'oxygène dans des matériaux réactifs non saturés. Cette formule modifiée de la deuxième loi de Fick s'écrit comme suit (Mbonimpa et al. 2003) :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq}C) = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r C = -\theta_{eq}D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \theta_{eq}K_r^* C \quad (\text{Eq. 2.5})$$

### **Mouvement des gaz : Coefficient de diffusion De**

Ainsi, le flux d'oxygène à un endroit et un temps donnés est fonction du gradient de concentration ( $C$ ) et du coefficient de diffusion effectif ( $D_e$ ). Le paramètre  $D_e$  représente la facilité avec laquelle les molécules peuvent traverser un milieu poreux. Une grande valeur de  $D_e$  est associée à un flux plus grand (pour un même gradient). Ce paramètre peut être estimé de manière semi-empirique comme suit (Aachib et al. 2004):

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a \theta_a^{p_a} + H D_w \theta_w^{p_w}) \quad (\text{Eq. 2.6})$$

Où  $D_a$  et  $D_w$  sont les coefficients de diffusion de l'oxygène dans l'air et dans l'eau respectivement,  $\theta_a$  et  $\theta_w$  sont les teneurs en air et en eau volumique du matériau,  $p_a$  et  $p_w$  sont des paramètres reliés à la tortuosité basés sur  $\theta_a$  et  $\theta_w$  respectivement et sont estimés avec l'équation 6.

$$p_x = 1,201 \theta_x^3 - 1,515 \theta_x^2 + 0,987 \theta_x + 3,119 \quad (\text{Eq. 2.7})$$

Finalement,  $n$  correspond à la porosité du matériau et  $H$  est la constante de Henry ( $\approx 0,03$  à  $20^\circ\text{C}$ ). Ainsi, le paramètre  $D_e$  dépend de l'état du milieu et varie en fonction de  $S_r$ , des conditions de mise en place et de la température (Sallam et al. 1984; Collin et Rasmussen 1987; Renault et Sierra 1994; Aubertin et al. 2000; Aachib et al. 2004; Meslin et al. 2010; Fredlund et al. 2012; Nyameogo et al. 2020). La température peut avoir un impact sur les coefficients de diffusion de l'oxygène  $D_a$  et  $D_w$ , ainsi que sur la constante de Henry. Cependant, dans le cas de la migration de l'oxygène dans un milieu naturel, on peut estimer  $D_a$  et  $D_w$  à  $1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$  et  $2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$  respectivement

(valeurs à 20°C) (Aachib et al. 2004). Les conditions de mise en place d'un matériau (compaction, homogénéisation, empilement, etc.) auront un impact principalement sur la porosité  $n$  (qui aura à son tour un impact sur la tortuosité). C'est le paramètre  $S_r$  qui aura le plus d'impact sur le  $D_e$  car il définit l'espace disponible pour la diffusion dans l'air (à travers  $\theta_a$ ) ainsi que la tortuosité [à travers  $p_a$  et  $p_w$  (eq. 2.7)].

Pour déterminer la valeur de  $D_e$  au laboratoire, il est possible de faire des mesures en régime transitoire ou permanent. Cependant, vu le temps nécessaire pour atteindre une situation en régime permanent, les tests sont généralement effectués en régime transitoire. Pour se faire, des essais de diffusion à une ou deux chambres peuvent être effectués (Figure 2.6). Dans les deux cas, le concept est le même, un échantillon avec un  $S_r$  connu est mis en contact avec un ou des réservoirs scellés qui seront purgés à l'aide d'un gaz inerte. Au début de l'essai, de l'oxygène est injecté dans l'un des réservoirs pour ensuite être scellé. L'oxygène traverse l'échantillon et les concentrations en oxygène dans les chambres varient en fonction du coefficient de diffusion  $D_e$ . En suivant ce changement de concentration à l'aide de sondes à oxygènes, on peut déterminer  $D_e$  à l'aide des courbes de concentration d'oxygène dans les réservoirs en fonction du temps. Pour se faire, on peut utiliser un modèle numérique comme Pollute (Yanful1993; Aubertin et al. 2000; Aachib et al. 2004) ou encore des solutions analytiques développées par certains auteurs afin de résoudre les équations de Fick (Sallam et al. 1984; Glauz et Rolston 1989; El-Farhan et al. 1996). Ces essais donnent des résultats pertinents pour  $D_e$  seulement dans un contexte où le matériau analysé est inerte. Dans le cas où il y a réactivité dans le matériau, ce type d'essai fournit des informations reliées à la combinaison des deux paramètres soit  $D_e$  et le coefficient de réactivité  $K_r$ .

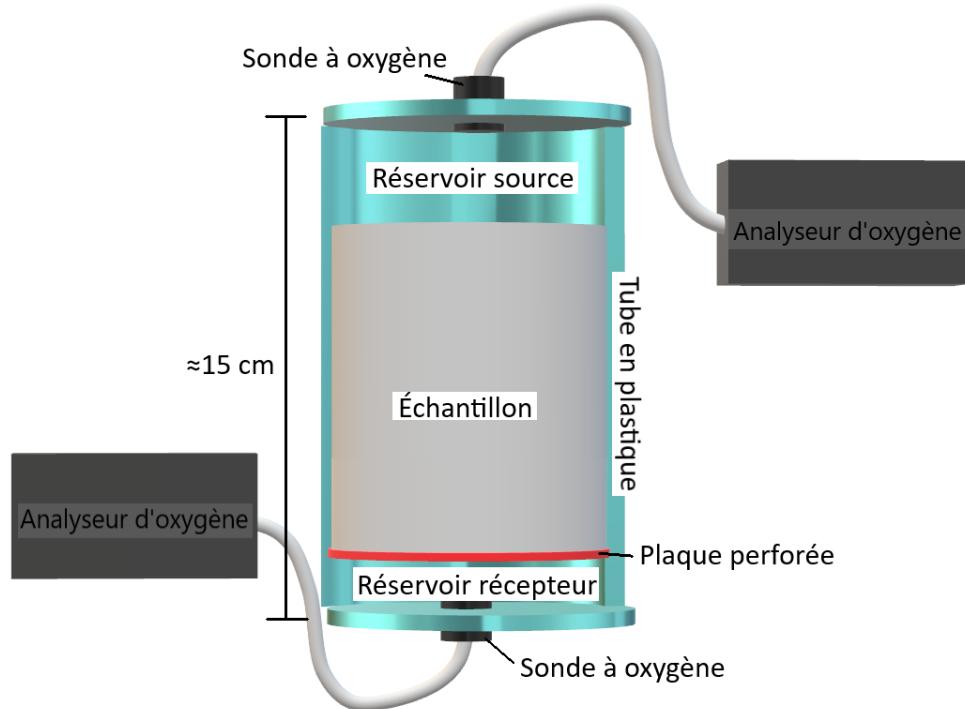


Figure 2.6 Schéma du montage utilisé pour faire des essais à deux chambres pour mesurer le  $D_e$  d'un échantillon (inspiré de Mbonimpa et al. 2003)

### Mouvement des gaz : Coefficient de réactivité $K_r$

L'oxygène dans le sol peut être consommé par les minéraux du sol, les sulfures par exemple, ou encore par la respiration, des racines ou des micro-organismes par exemple. Cette section de la thèse s'attarde principalement sur la consommation liée à l'oxydation des sulfures. En présence de matériaux réactifs comme les sulfures, l'oxydation de ces derniers entraîne la consommation d'une partie de l'oxygène présent dans le sol. Cette consommation est exprimée par le paramètre  $K_r$  et  $K^*$  ( $\theta_{eq}K^* = K_r$ ) soit le coefficient de réactivité effectif et global de l'oxygène, respectivement. Dans le cas de rejets miniers, l'oxydation peut aussi entraîner la génération d'acides dans le milieu poreux (Elberling et al. 1994; Elberling et Nicholson 1996; Mbonimpa et al. 2011; Dagenais et al. 2012). Cette composante de réactivité ajoutée à la deuxième loi de Fick considère que la réaction cinétique d'oxydation des minéraux de soufre est de

premier ordre, un principe généralement admis (Nicholson 1984; Yanful 1993; Elberling et Nicholson 1996). Ainsi, le  $K_r$  varie principalement avec la réactivité intrinsèque des minéraux sulfureux qui se trouvent dans le matériau étudié. Cependant, cette réactivité intrinsèque est affectée par un certain nombre de facteurs :

- La composition minéralogique des sulfures (Jambor et Blowes 1998; Chopard et al. 2015)
- La structure des sulfures (Nicholson et al. 1994)
- La disponibilité de l’oxygène (Nicholson et al. 1988; Nicholson et al. 1990)
- L’activité bactérienne (Elberling et al. 2000)
- La température (Elberling et al. 2000; Elberling 2005)
- La taille des particules et la surface spécifique (Nicholson 1984, 1994; Nicholson et Scherer 1994; Lottermoser 2010)
- Le pH (Lottermoser 2010)
- Les concentrations en Fe(III) (Lottermoser 2010)

Pour déterminer  $K_r$ , Collin (1987) a développé une équation semi-empirique qui a ensuite été modifiée par Aubertin et al. (1998) et Mbonimpa et al. (2002a) pour introduire la granulométrie.

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad (\text{Eq. 2.8})$$

Dans cette équation,  $K'$  correspond à la réactivité de la pyrite avec l’oxygène ( $\approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3 \text{O}_2/\text{m}^2 \text{FeS}_2/\text{s}$ ) et  $C_p$  à la concentration en pyrite par masse de rejets secs.  $D_H$  est un paramètre relié au diamètre moyen des particules et se définit comme suit (Aubertin et al. 1998) :

$$D_H = (1 + 1,17 \log C_U) * D_{10} \quad (\text{Eq. 2.9})$$

Où  $C_U$  est le coefficient d'uniformité qui correspond à  $D_{60}/D_{10}$  où  $D_{10}$  est le diamètre qui inclus 10% des particules et  $D_{60}$  le diamètre incluant 60% des particules sur la courbe granulométrique.

Pour déterminer les flux d'oxygène à travers une surface de matériau réactif ou à travers un recouvrement comme une CEBC (Dagenais et al. 2012), Elberling et al. (1994) ont développé la méthode de consommation d'oxygène. Cette méthode est basée sur la première loi de Fick (eq. 2.2) et l'équation de continuité. Le flux d'oxygène en régime permanent à travers une surface de matériau réactif (ou un recouvrement placé sur des rejets réactifs) où l'on applique les conditions frontières suivante  $C(z=0) = C_0$ ,  $C(z=\infty) = 0$ , peut s'écrire de la façon suivante (Elberling et al. 1994; Mbonimpa et al. 2003):

$$F_L = C_0 \sqrt{(K_r D_e)} \quad (\text{Eq. 2.10})$$

où  $C_0$  à la concentration en oxygène de l'air ( $\approx 21\%$ ). Pour mesurer le flux  $F_L$ , il faut connaître le paramètre  $(K_r D_e)^{1/2}$ . Pour ce faire, le test de consommation d'oxygène consiste à installer une chambre fermée hermétiquement remplie d'air directement au-dessus du recouvrement à être testé. Dans cette chambre se trouve une sonde à oxygène qui mesure la concentration en oxygène dans la chambre. L'équation de continuité décrit la diminution de la concentration en oxygène dans le temps dans la chambre comme suit, lorsqu'on utilise la condition limite suivante :  $C(t=0) = C_0$  :

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -t \sqrt{(K_r D_e)} \frac{A}{V} \quad (\text{Eq. 2.11})$$

Où  $t$  correspond au temps passé après le début de l'expérimentation,  $A$  à l'aire de la surface de matériel qui est exposé dans la chambre et  $V$  le volume de la chambre. En produisant un graphique de  $\ln\left(\frac{C}{C_0}\right)$  dans le temps, la pente de celui-ci sera équivalente à  $\sqrt{(K_r D_e)} \frac{A}{V}$ . Ainsi, en connaissant  $\frac{A}{V}$  et la pente de la droite, il est possible de déterminer  $\sqrt{(K_r D_e)}$ . En introduisant ce paramètre dans eq. 2.10, il est possible de

calculer  $F_L$ . Il est aussi possible, lorsque le  $D_e$  attendu a été calculé de manière semi-empirique avec eq. 2.5, d'isoler  $K_r$ .

## 2.2.4 Études de cas

### 2.2.4.1 Laronde

#### Site

Le site minier LaRonde détenu et exploité par Agnico Eagle Mines (AEM, Canada) se situe à environ 47 km à l'ouest de Rouyn-Noranda (Québec, Canada). Le site est en exploitation depuis 1987 et son gisement est composé de minerais d'or-cuivre et de zinc-argent. La mine LaRonde produit annuellement environ 2,4 Mt de résidus potentiellement générateurs de DMA. Ceux-ci sont stockés dans un parc à résidus d'environ 165 ha. La mine LaRonde est actuellement à la recherche d'un scénario de remise en état optimal pour son parc à résidus. L'analyse des techniques de restauration potentiellement utilisables sur le site de LaRonde a été réalisée au cours des dernières années et plusieurs méthodes de restauration ont été considérées (Campos 2004, Poisson et al. 2009, Anterrieu et al. 2010, Yilmaz et al. 2014, Pouliot et al. 2018, Kalonji-Kabambi et al. 2017). Ce processus de sélection a pris en compte la disponibilité des matériaux de couverture, la stabilité physique et chimique à long terme des résidus, la gestion de l'eau à la fermeture et les différents secteurs des stockages pouvant être utilisés. L'une des options prometteuses pour contrôler la génération de DMA qui a été sélectionnée pour de plus amples analyses est l'utilisation d'une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) construite avec des déchets miniers à faible teneur en minéraux sulfureux. L'efficacité de l'utilisation de matériaux faiblement sulfureux pour la création de CEBC a été démontrée auparavant (Aachib et al. 1998, Bussière et al. 2004). Ce type de couverture profite de la réactivité inhérente des sulfures pour créer une barrière possédant deux fonctions. La CEBC faite avec ce type de matériaux limite la diffusion d'oxygène en raison de l'effet de bris capillaire et

vient aussi consommer une partie de l'oxygène qui diffuse et limite donc encore davantage la quantité d'oxygène qui atteint les résidus (Bois et al. 2005, Demers et al. 2009, Bussière et al. 2004).

### Méthode

Une cellule expérimentale fut aménagée sur le site LaRonde en 2016 et suivie pendant les trois années suivantes. Elle fut construite directement sur le site de LaRonde. Un trou fut creusé dans une plate-forme de stériles et entouré en périphérie d'autres stériles pour donner à la cellule la forme d'une pyramide tronquée inversée (Figure 2.7a). Les côtés intérieurs de la cellule ont été doublés d'une géomembrane et un drain fut installé au fond pour récupérer l'eau de drainage (Figure 2.7b,c). La cellule était composée de 30 cm de stériles non générateurs de DMA (WL) comme CP, 60 cm de résidus faiblement sulfureux (TG) comme CRH et 30 cm de stériles potentiellement générateurs de DMA (WP) comme CBC (Tableau 2.3) le tout par-dessus des résidus réactifs générateurs de DMA. La surface de la cellule était horizontale, ouverte à l'infiltration naturelle et d'une superficie d'environ 144 m<sup>2</sup> (12 m × 12 m). Les eaux de drainage de la cellule furent collectées aux deux semaines sur une période de trois ans (2017-2019) excluant les mois de gel. Les échantillons d'eau ont été analysés en laboratoire pour suivre la performance de la cellule.

En parallèle, une colonne expérimentale fut aussi construite et suivie durant ces mêmes années (Kalonji-Kabambi et al. 2020). Une colonne de 170 cm de hauteur et 30 cm de diamètre a été construite pour étudier le comportement hydrogéologique et chimique de la CEBC fabriquée avec des rejets miniers faiblement sulfureux (Figure 2.8). La colonne fut remplie de la même manière et avec les mêmes matériaux que la cellule expérimentale. La condition frontière sous la colonne correspondait à une nappe phréatique à environ 2 m sous la base de la colonne.

Tableau 2.3 Propriété des matériaux utilisés dans la construction de la cellule et de la colonne expérimentales pour le site LaRonde (tirée de Kalonji-Kabambi et al. 2020)

Paramètre	Résidus faiblement sulfureux (TG)	Stériles potentiellement générateurs de DMA (triés) (WP)	Stériles non générateurs de DMA (triés) (WL)
Minéralogie	Albite 52%		Albite 38%
	Quartz 22%	Quartz 68%	Quartz 34%
	Chlorite 13%	Albite 27%	Chlorite 14%
	Calcite 8,7%	Muscovite 3,4%	Actinolite 5%
	Muscovite 2,8%	Pyrite 1,4%	Calcite 4%
	Dolomite 1,2%		Pyrite 0,5%
	Autre 1,2%		
$K_r$	$4,2 \times 10^{-4}/s$	-	-
$G_s$	2,68	2,72	2,76
$k_{sat}$ (cm/s)	$5 \times 10^{-5}$	$3 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^{-2}$
Classification USCS	ML	SW	SW



Figure 2.7 Installation de la géomembrane (a) et installation des différentes couches de la cellule expérimentale de terrain (b) et (c) (tirée de Kalonji-Kabambi et al. 2020)

## Résultats

Les résultats fournis par la cellule expérimentale et la colonne ont démontré que la CEBC était efficace pour contrôler la migration d'oxygène dans les résidus et ainsi limiter la formation de DMA. Les degrés de saturation à l'intérieur de la CRH restèrent au-dessus de 85% limitant ainsi le mouvement de l'oxygène. Les flux d'oxygène à la base de la CRH correspondaient à une diminution d'environ 99% par rapport aux résidus réactifs sans recouvrement. La décision finale quant à la méthode de restauration qui sera utilisée sur LaRonde n'a pas encore été déterminée, mais les travaux réalisés sur ce site démontrent la performance potentielle d'une CEBC faite de rejets miniers recyclés.

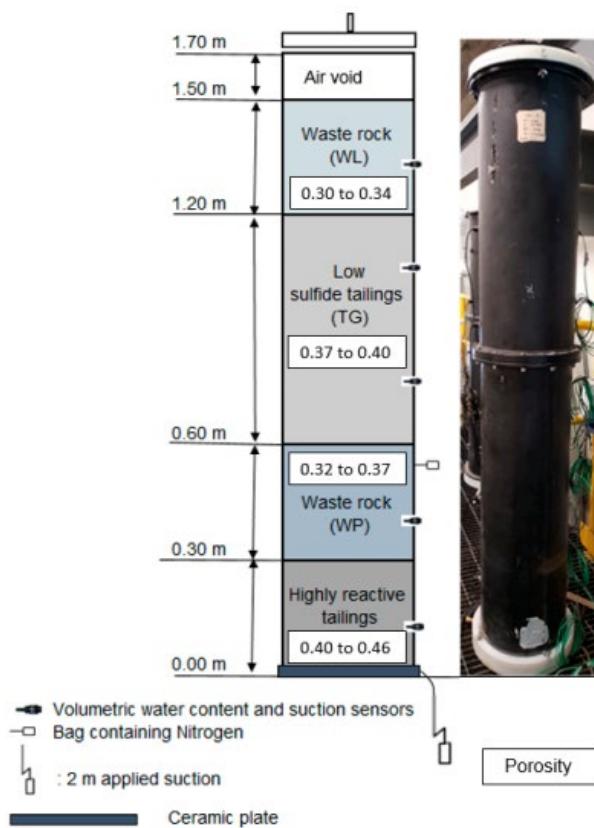


Figure 2.8 Schéma de la colonne utilisée lors de l'analyse d'un design de couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) pour la restauration du site LaRonde (tirée de Kalonji-Kabambi et al. 2020)

#### 2.2.4.2 Les Terrains Aurifères (LTA)

##### Site

Le site minier LTA est situé dans les environs de Dubuisson à 8,5 km au sud-est de Malartic, Québec. L'aire d'accumulation de résidus miniers couvre une superficie d'environ 60 ha et est entourée par quatre digues. Les résidus sont composés d'environ 12 m de résidus sulfureux par-dessus 5 m de résidus non acidogènes (McMullen et al. 1997; Ricard et al. 1997). Le site fut restauré entre 1995 et 1996 avec l'installation d'une CEBC visant à limiter l'infiltration de l'oxygène dans les résidus. Le site LTA est l'un des premiers sites où une CEBC fut construite pour restaurer un parc à résidus.

##### Méthode

La couverture construite sur le site LTA est composée de trois couches, de bas en haut: 1) la couche de bris capillaire (CBC) faite de sable et de gravier et d'une épaisseur de 50 cm, 2) la couche de rétention d'humidité (CRH) faite de résidus faiblement réactifs provenant de la propriété voisine de Malartic Goldfield (un site qui appartient au ministère des Ressources naturelles du Québec) et d'une épaisseur de 80 cm, et 3) une couche de protection (CP) faite de sable et de gravier et d'une épaisseur de 30 cm (Bussière et al. 2003b) (Figure 2.9).

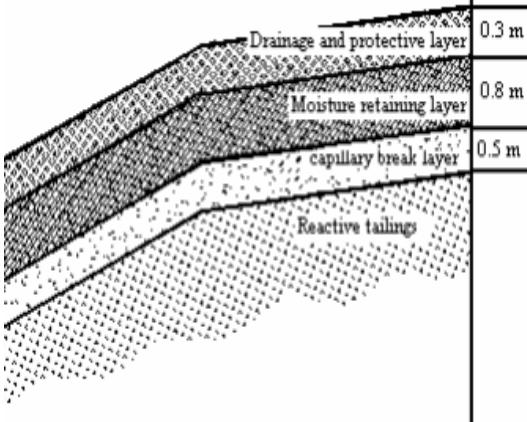
	Paramètre	Sable	Résidus Malartic Goldfield
	<b>n</b>	0,34 – 0,36	0,36 – 0,5
	<b>D<sub>10</sub> (mm)</b>	0,12 - 0,60	0,003 – 0,0075
	<b>D<sub>60</sub> (mm)</b>	1 - 15	0,037 – 0,085
	<b>k<sub>sat</sub> (cm/s)</b>	1,2 x 10 <sup>-1</sup> (n = 0,35)	5,0 x 10 <sup>-5</sup> (n = 0,44)

Figure 2.9 Schéma de la CEBC installée sur le site LTA et propriété des matériaux utilisés (Tiré de Bussière et al. 2003b)

Pour effectuer le suivi de la performance de la CEBC, des instruments ont été installés dans la couverture en 1996 et en 1997. Ces instruments avaient pour but de faire le suivi de la teneur en eau volumique et la succion matricielle. Ces deux paramètres peuvent être utilisés pour corréler le comportement hydrogéologique avec la performance de la CEBC. Pour mesurer la teneur en eau volumique, les chercheurs ont utilisé la réflectométrie temporelle (Topp et al. 1980), une méthode ayant déjà été utilisée avec succès en laboratoire (Aubertin et al. 1995b; Maqsoud et al. 2002) et sur le terrain (Yanful et St-Arnaud 1991; Zhan et al. 2001). Les mesures de succion furent effectuées à l'aide de capteurs « Watermark ». Ce type de capteur, appelé capteur à matrice granulaire, est un capteur de résistance électrique lu par un compteur qui convertit la lecture de la résistance électrique en une lecture calibrée de la succion d'eau du sol. De plus, des analyses de la concentration en oxygène dans la CEBC furent effectuées de 2007 à 2009 par Hamdi (2011).

### Résultats

La performance en terme de degré de saturation ( $S_r > 0,85$ ) à court et moyen terme fut maintenue. Un point important que cette CEBC mit à jour fut le fait que le haut d'une

CEBC inclinée peut avoir de la difficulté à maintenir un degré de saturation élevé (Bussière et al. 2003b). En effet, il a été démontré que la partie supérieure des pentes est plus affectée par le processus de désaturation que la partie inférieure, surtout pendant les périodes de sécheresse prolongées. Pour pallier à cette diminution de  $S_r$ , un bris de succion fut mis en place dans la pente (Maqsoud et al. 2005). Lorsque des précipitations se produisent, une recharge de la couche de rétention d'humidité a lieu, ce qui aide au maintien de la performance de la CEBC. Il n'y a pas été vu comme nécessaire de modifier le reste de la couverture, car sa performance globale nécessaire à l'atteinte des objectifs d'origine est maintenue. La performance globale de la CEBC sur ce site de 60 ha dépassa les attentes de performance dès sa conception.

#### 2.2.4.3 Lorraine

##### Site

Le site minier de Lorraine est un site abandonné situé dans la région du Témiscamingue de la province du Québec, au Canada. La mine a été exploitée pendant quatre ans (1964-1968) durant lesquelles l'extraction de l'or, de l'argent, du cuivre et du nickel est faite. Suite à cette exploitation, environ 600 000 t de résidus miniers sont laissées sur place, disposées dans un bassin d'environ 15,5 ha. Les résidus miniers ont été partiellement exposés à l'atmosphère pendant environ 30 ans, entraînant une oxydation des sulfures et la génération de DMA.

En 1996, des analyses minéralogiques des résidus miniers furent effectuées et démontrent qu'ils avaient un potentiel de neutralisation net négatif et étaient donc producteurs de DMA (Bernier 1996). Suite à l'étude d'impact environnemental et à la caractérisation minéralogique des résidus, le Ministère des Ressources Naturelles du Québec a décidé en 1997 de mettre en place un programme de remise en état. Plusieurs méthodes de restauration ont été considérées (couverture d'eau, couverture organique, couverture d'argile compactée) et la mise en place d'une CEBC pour limiter le flux

d'oxygène vers les résidus réactifs a finalement été sélectionnée. Les analyses numériques quant à la faisabilité et à la conception de la CEBC ont ensuite été réalisées (Aubertin et al. 1996, Nastev 1998, Nastev et Aubertin 2000).

En 1998, le ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec lance un programme de réhabilitation du site pour limiter la production de DMA et réduire les dommages environnementaux. Un programme d'assainissement en cinq étapes fut élaboré :

- 1) Remodeler la zone de résidus;
- 2) Construire une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) sur les résidus réactifs;
- 3) Construire un drain calcaire et trois drains dolomitiques à l'effluent final;
- 4) Améliorer la qualité des sols à l'extérieur de la zone de résidus et;
- 5) Mettre en œuvre un programme de surveillance.

La CEBC, qui constitue le principal effort de restauration, vise alors à limiter la diffusion d'oxygène dans les résidus. La construction débute à l'été 1998 et s'achève au printemps 1999, sous la direction de Dessau-Soprin (Fontaine 1999).

### Méthode

La CEBC installée est composée de trois couches de matériaux différents (Tableau 2.4): 1) la couche de bris capillaire (CBC) faite de sable et d'une épaisseur de 30 cm, 2) la couche de rétention d'humidité (CRH) faite de silt et d'une épaisseur de 50 cm, et 3) une couche de protection (CP) faite de sable et gravier et d'une épaisseur de 30 cm (Figure 2.10) (Dagenais et al. 2001). En 1999, après construction de la CEBC, des instruments furent installés sur place pour faire le suivi de la performance de la CEBC de 1999 à 2011 en mesurant la teneur en eau volumique, les niveaux piézométriques et la succion matricielle. L'année suivante (2000), des tests de consommation d'oxygène sont réalisés sur le site pour évaluer le flux d'oxygène à la base de la CRH (Dagenais

et al. 2005b). En 2008, 8 piézomètres supplémentaires sont installés afin de suivre les niveaux piézométriques sur le site (Maqsoud et Bussière 2008). Les analyses de performance se poursuivent avec d'autres tests de consommation d'oxygène quelques années plus tard en 2011 (Dagenais et al. 2012). Finalement, un suivi de la végétation est fait régulièrement sur la CEBC de 2003 à 2015 (Smirnova et al. 2011, Guittonny-Larchevêque et al. 2016).

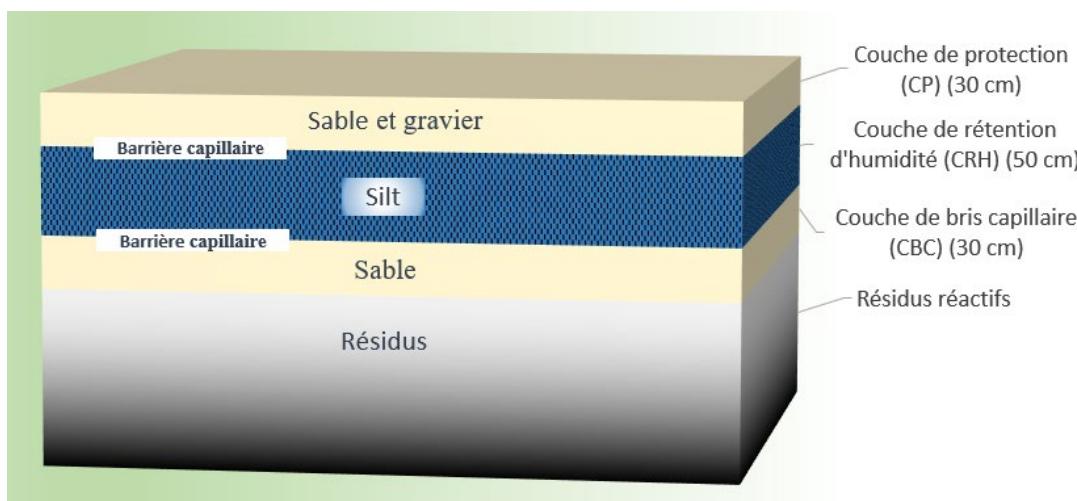


Figure 2.10 schéma de la CEBC construite sur l'ancien site Lorraine

Tableau 2.4 Propriété des matériaux utilisés dans la construction de la CEBC du site Lorraine (données tirées de Dagenais et al. 2001)

Matériel	D <sub>10</sub> (mm)	C <sub>u</sub>	G <sub>s</sub>	k <sub>sat</sub> (cm/s)	AEV (kPa)	D <sub>e</sub> (m <sup>2</sup> /s)
Silt (CRH)	0,001 - 0,002	5,1 - 7,1	2,8	2,2 × 10 <sup>-6</sup> - 1,1 × 10 <sup>-5</sup> (n = 0,38 à 0,48)	28,4 - 49,0 (n de 0,38 à 0,46)	3,1 × 10 <sup>-9</sup> (Sr = 0,91, n = 0,39)
Sable (CP et CBC)	0,06 - 0,15	2,5 - 3,3	2,7	7,2 × 10 <sup>-3</sup> (n = 0,38)	2,5 (n = 0,38)	-

## Résultats

Les résultats des différents travaux effectués sur le site démontrent la performance du recouvrement pour limiter la diffusion d'O<sub>2</sub> (Dagenais et al. 2001, Bussière et al. 2009).

Cependant, la végétation a commencé à envahir le site de manière importante et l'impact que cette végétation pourrait avoir est peu connu. Le présent document tente de répondre au questionnement que la présence de cette végétation soulève.

## 2.3 Colonisation végétale

### 2.3.1 Les recouvrements et la colonisation végétale

Comme mentionné précédemment, les couvertures utilisées pour contrôler le DMA cherchent à limiter l'eau et/ou l'oxygène atteignant les résidus miniers. Comme la végétation peut impacter la dynamique de l'eau, la dynamique de l'oxygène et les propriétés hydrogéologiques des matériaux du sol, il est important d'en comprendre les impacts sur un système de recouvrement. Généralement, on vise à limiter la végétation qui atteindra la partie effective d'une couverture (Bowerman et Redente 1998). Pour limiter les impacts de la bio-intrusion sur la performance du recouvrement, de nombreuses approches sont suggérées (Cooke et Johnson 2002), comme les herbicides, l'asphalte, le compactage du sol, le gravier basaltique, l'eau salée, etc. Cependant, la plupart d'entre eux présentent de graves inconvénients, tels que des coûts de mise en œuvre élevés, des impacts à court terme sur la végétation ou des impacts environnementaux graves. Un équilibre est donc visé et plusieurs travaux tentent de répondre à la question à savoir s'il est possible de laisser la végétation coloniser un recouvrement d'ingénierie sans diminution de sa performance. La performance de certains recouvrements, comme les couvertures évapotranspirantes, est basée sur un écoulement lent à travers le recouvrement et une évapotranspiration forte. Les plantes qui colonisent les systèmes de recouvrement peuvent modifier les caractéristiques d'écoulements en surface (Li et Ghodrati 1994) ce qui pourrait accélérer l'infiltration de l'eau à travers le recouvrement, mais d'un autre côté celles-ci augmentent le taux d'évapotranspiration (Hauser et al. 1994) ce qui aiderait à éliminer l'eau du recouvrement évapotranspirant. Ces effets antagonistes ont été observés à plusieurs reprises lorsque l'impact de la végétation sur un système de recouvrement est analysé.

Cependant, il n'y a que très peu d'études *in situ* qui inclut la végétation et celles-ci sont généralement faites sur des couvertures évapotranspirantes (Tableau 2.5).

### 2.3.1.1 Les CEBC

Comme il a été abordé dans la section précédente, la performance d'une CEBC s'exprime à travers le flux d' $O_2$  qui la traverse qui est à son tour contrôlé par deux principaux paramètres, le  $D_e$  et le  $K_r$ . Ces paramètres reposent quant à eux sur des caractéristiques hydrogéologiques et géotechniques du sol telles la porosité, la courbe de rétention en eau, la conductivité hydraulique saturée et la fonction de perméabilité, le degré de saturation en eau et la consommation en oxygène ayant lieu dans les matériaux. Pour comprendre l'effet que pourrait avoir la colonisation végétale sur une CEBC, il est important de comprendre l'impact que les racines pourraient avoir sur ces caractéristiques. Il est pertinent de d'abord se tourner vers les travaux existants dans la littérature qui portent sur la végétation présente sur une CEBC.

### 2.3.2 Études portant sur la végétation et les CEBC

Le peu de travaux fait dans ce domaine se limite généralement à trois catégories : les efforts d'élimination et de prévention de la colonisation végétale, les analyses de végétation présente sur une CEBC existante, et finalement les analyses sur l'infiltration d'eau dans la couverture.

Tableau 2.5 Synthèse des travaux sur la performance des recouvrements incluant la végétation dans leur discussion

Type de recouvrement	Référence	Résultats pertinents
Géomembranes et Géocomposites bentoniques	Benson et al. 2007	Analyse de la performance en colonnes avec et sans faible végétation. Racines non prises en compte
	Meer et Benson 2007	Importance de la végétation notée, mais non étudiée
Couverture évapotranspirante	Albright et al. 2006	Analyse de l'impact du recouvrement sur le maintien de la végétation. Végétation considérée comme résultats.
	Scanlon et al. 2005, Arnold et al. 2015, Junqueira et al. 2006	La présence de végétation entraîne une augmentation de l'infiltration et de la capacité de rétention en eau.
Couverture inclinée	Zhan et al. 2017	Expérience de terrain sur neuf mois (4 mois avec végétation). La végétation, peu abondante, n'a pas une influence significative sur la capacité de stockage de l'eau (conditions du site très spécifique)
	Bossé et al. 2015, Aubertin et al. 2009, Knidiri et al. 2017	Importance de la végétation notée, mais non étudiée
Couverture à effets de barrière capillaire (CEBC)	Smirnova et al. 2011	Végétation analysée, mais non reliée à la performance
	Khire et al. 1999, Ogorzalek 2008	Importance de la végétation notée, mais non étudiée
Recouvrements avec consommation d'oxygène	Demers 2008	Importance de la végétation notée, mais non étudiée

### 2.3.2.1 Élimination et prévention de la colonisation végétale

Différentes approches peuvent être utilisées pour contrôler la colonisation par la végétation. Pour limiter les effets de la végétation sur les performances d'une CEBC, plusieurs méthodes d'élimination ou de prévention existent, telles que l'utilisation d'herbicides chimiques ou l'installation de barrières physiques comme de l'asphalte. Comme ces approches peuvent présenter des problèmes importants à long terme, tels

qu'une durée de vie limitée et une contamination du sol, de nouvelles méthodes de gestion de la végétation furent élaborées. Une de ces méthodes est l'installation d'une biobarrière constituée d'espèces hautement compétitives qui viennent limiter la colonisation des autres espèces considérées comme nuisibles à la performance de la CEBC (Kamorina et al. 2015, Smirnova et al. 2009). Communauté végétale

Certaines études ont été faites pour analyser la colonisation végétale d'une CEBC après une dizaine d'années. Ce type de suivi est assez commun lors de l'établissement d'un plan de restauration d'un site minier. Ces analyses vont généralement mesurer la végétation aérienne en se concentrant sur la densité de la colonisation et les espèces présentes (Smirnova et al. 2011). Il est pertinent de connaître le type de végétation qui colonise une CEBC, mais il est difficile de relier type de végétation, colonisation racinaire et performance de la CEBC. Bien que Smirnova et al. (2011) aient fait une analyse efficace et complète de la végétation aérienne du site à l'étude, l'analyse des paramètres racinaires ne fut que sommaire. La profondeur d'enracinement ayant été inférée en mesurant la longueur racinaire sur des individus excavés, il n'a pas été possible de déterminer la réelle profondeur d'enracinement. Ceci est dû au fait qu'il est tout à fait possible que les racines mesurées aient une orientation verticale sur un individu excavé, mais présente une orientation horizontale dans la CEBC lorsqu'elles atteignent la CRH. Plus tard, certaines études ont évalué la performance de la CEBC de Lorraine après 10 ans avec des essais de consommation d'oxygène (Dagenais et al. 2012). Cependant, Dagenais et al. (2012) ont utilisé les résultats de Smirnova et al. (2011) pour justifier l'absence de la végétation dans leurs analyses. Ainsi, la végétation aérienne du site est bien connue, mais de l'information quant à sa colonisation racinaire et l'impact que celle-ci pourrait avoir sur la performance de la CEBC manque.

### 2.3.2.2 Infiltration d'eau

Plusieurs études portant sur l'impact de la végétation sur un recouvrement d'ingénierie ont été faites sur l'infiltration de l'eau dans ces recouvrements. Cependant, ces études

ont été faites sur des couvertures évapotranspirantes (Albright et al. 2006, Scanlon et al. 2005, Arnold et al. 2015, Junqueira et al. 2006) (Tableau 2.5Tableau 2.5). Dans tous les cas ces études ont été faites sur un recouvrement visant à limiter l'infiltration d'eau dans les résidus en milieu aride ou semi-aride. Leur transférabilité sur une couverture à effets de barrière capillaire servant à limiter l'infiltration d'oxygène n'est pas assurée. Certains travaux sur des couvertures inclinées en milieu aride et semi-aride ont noté l'importance que la végétation pourrait avoir, mais ceux-ci n'ont pas inclus les paramètres de végétation dans leurs analyses (Bossé et al. 2015, Aubertin et al. 2009, Knidiri et al. 2017).

### 2.3.3 Effets des racines sur les éléments impactant le fonctionnement des recouvrements

Comme il vient d'être présenté, les études portant directement sur les racines colonisant les CEBC sont peu nombreuses. Il est donc important de comprendre l'impact que peuvent avoir les racines en général sur les composantes du sol, principalement celles reliées au fonctionnement d'une CEBC comme les flux d'eau, d'oxygène et les propriétés géotechniques. De cette manière, il pourrait être possible d'inférer les impacts potentiels des racines sur la performance d'une CEBC.

#### 2.3.3.1 Eau

##### La plante et l'eau

Pour se développer avec succès, une plante se doit de maintenir un bilan en eau équilibré entre pertes et approvisionnement. La plante acquiert son eau par pompage à l'aide de ses racines. Plus précisément, c'est par les poils racinaires, ou poils absorbants, que l'approvisionnement en eau se fait. L'eau se déplace du sol à la racine en raison d'une différence de pression osmotique entre sol et intérieur de la racine (Kathpalia et Bhatla 2018, Lambers et al. 2008). En effet, la plante maintient un niveau élevé de soluté (composés azotés et à base de carbone comme le glucose) dans ses

racines où l'eau du sol traverse passivement la membrane cellulaire des poils racinaires et est ensuite transportée au sein de celle-ci. Le mouvement de l'eau jusqu'aux parties aériennes de la plante est dû à trois forces. D'abord, l'eau s'accumulant dans les cellules racinaires, en raison du potentiel osmotique, crée un potentiel de pression positif dans ces cellules (Figure 2.11A). Cette pression exercée sur les parois cellulaires est appelée pression de turgescence. Ensuite, lorsque l'eau présente dans les cellules des feuilles de la plante est perdue par transpiration cela fait diminuer la pression de turgescence (Figure 2.11B) et crée un gradient de pression entre la partie souterraine et aérienne de la plante. Finalement, la cohésion entre les molécules d'eau et l'effet capillaire vient connecter ces potentiels pour former une colonne d'eau dans la plante qui transportera celle-ci des racines jusqu'aux feuilles (Figure 2.11C) (Kathpalia et Bhatla 2018). Aussi longtemps que la demande en eau créée par l'évapotranspiration est remplie par l'absorption des racines la plante pourra croître. Si cette demande vient à surpasser l'offre en eau des racines, la plante cessera de croître et pourra se flétrir (Lambers et al. 2008).

La valeur du point de flétrissement permanent, la teneur en eau à laquelle une plante n'est plus apte à remplir ses besoins en eau, dépend de la capacité de la plante en tant que telle (densité de longueur racinaire, présence de racines fines, etc.), mais aussi de certaines propriétés reliées à l'hydrogéologie du sol. Elle est souvent fixée à 1500 kPa pour les plantes mésiques (Lambers et al. 2008). La capacité des racines à absorber l'eau du sol dépend de la conductivité hydraulique de celui-ci ainsi que de la succion matricielle présente. La pression osmotique que la racine est capable de créer se transmet dans le sol jusqu'à une distance qui est directement reliée à la conductivité hydraulique du sol. Une grande conductivité se traduit par une plus grande accessibilité à l'eau par la racine. La pression osmotique créée par les racines doit être supérieure à la pression matricielle présente dans le sol pour que l'eau puisse passer du sol aux racines. Pour résumer l'interaction entre ces deux phénomènes, il est généralement accepté que les racines des plantes ont accès à l'eau à des succions supérieures à la

capacité au champ (entre 10 et 30 kPa) et inférieures au point de flétrissement ( $\approx 1500$  kPa) (Lambers et al. 2008). Ainsi, il y aura davantage d'eau disponible dans la CRH (faite de silt) que dans la CP (fait de sable et de gravier) (Figure 2.12). La végétation pourrait donc diminuer le degré de saturation du silt présenté dans la Figure 2.12 jusqu'à 0,25 (équivalent à 0,10 en teneur en eau  $\theta$ ). Comme ce degré de saturation est inférieur au degré qui est accepté comme étant nécessaire au maintien de la performance de la CEBC (0,85), l'impact réel des racines sur la CRH doit être investigué.

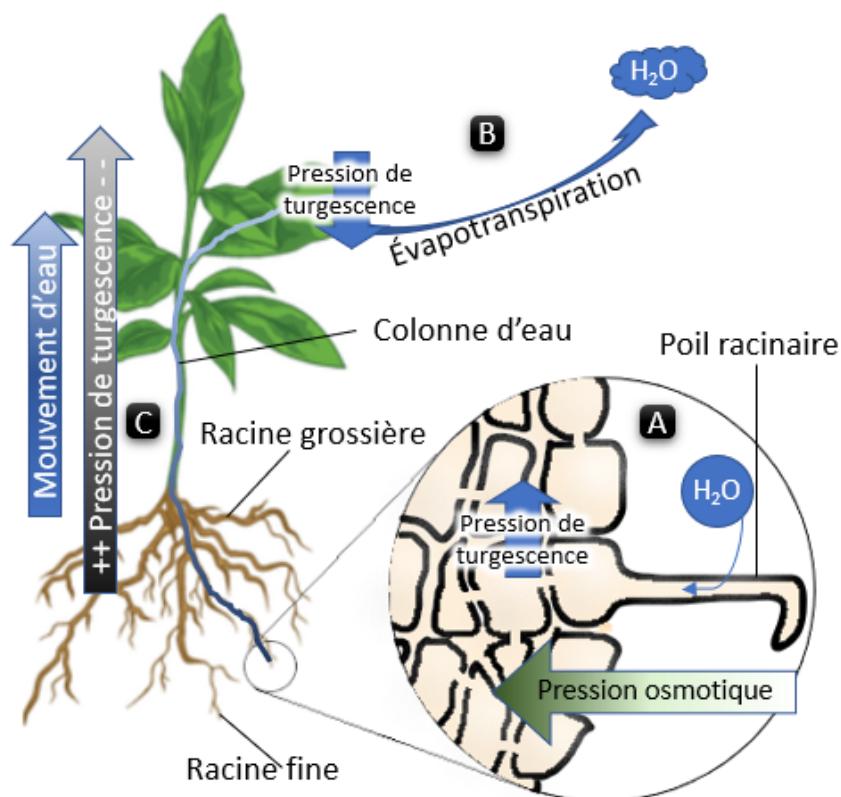


Figure 2.11 Schéma des principes de base du mouvement de l'eau à l'intérieur d'une plante typique; (A) Entrée d'eau et augmentation de la pression de turgescence dans les cellules des racines en raison de la pression osmotique, (B) sortie d'eau et diminution de la pression de turgescence dans les cellules des feuilles en raison de l'évapotranspiration et (C) mouvement d'eau dans la tige suivant le gradient de pression de turgescence

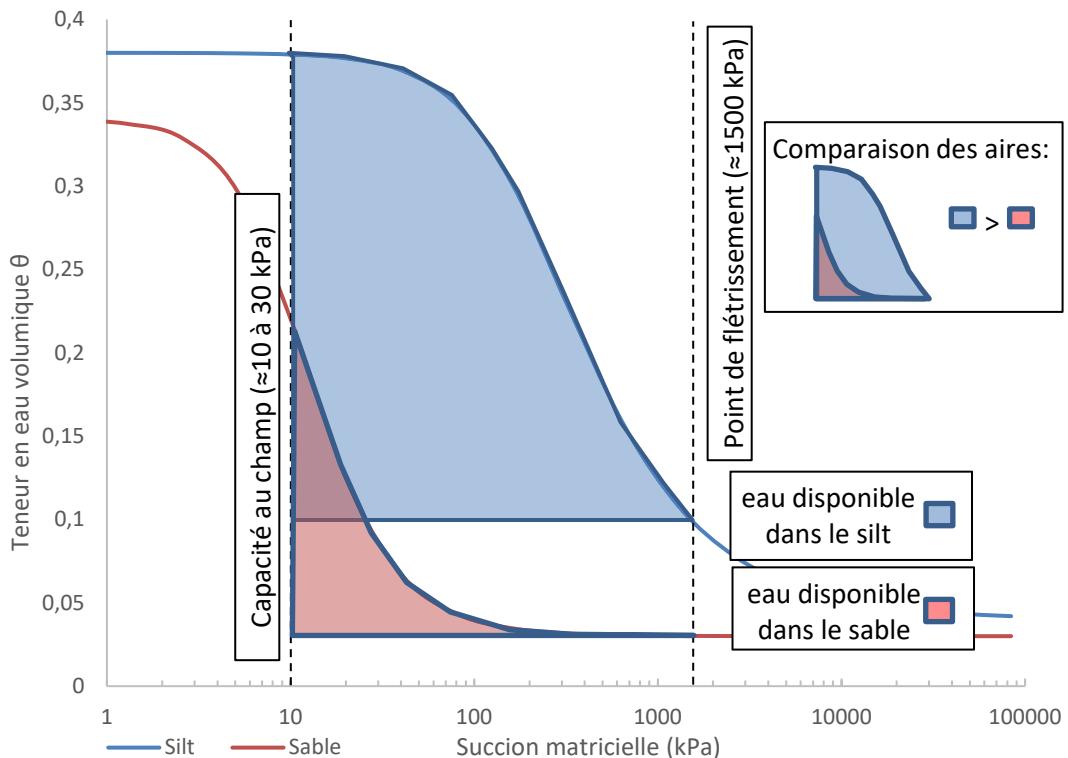


Figure 2.12 Courbes de rétention d'eau typique pour des matériaux de forte (sable) et de faible (silt) conductivité hydraulique et l'impact sur la capacité d'absorption en eau des racines

#### Facteurs influençant l'absorption d'eau par les racines

L'absorption en eau faite par une plante est généralement effectuée par les racines fines (Lambers 2008). Le seuil de diamètre séparant les racines fines des racines grossières est relativement variable dans la littérature, mais est généralement fixé autour de 2 mm (Freschet et al. 2017). Cependant, il n'y a pas que le diamètre qui est à considérer pour séparer les racines fines des racines grossières. Le rôle métabolique des racines fines est différent des racines grossières. Les racines fines sont spécialisées dans l'acquisition de nutriments, dans l'absorption de l'eau, dans la croissance racinaire en longueur et dans l'absorption de l'oxygène. Les racines fines sont aussi plus souples et

capables de faire des échanges entre le sol et les cellules de la racine puisqu'elles n'ont pas encore subi de lignification. La lignification est le processus durant lequel les membranes des cellules végétales prennent une apparence ligneuse solide après s'être enrichies en lignine (Campbell et Reece 2007). Donc, les racines fines ne sont pas lignifiées, ce qui leur permet d'extraire l'eau du sol (Lambers et al. 2008). Une des manières d'évaluer l'absorption en eau d'une plante est à travers la densité de longueur racinaire (ou longueur de racine par volume de sol, RLD pour « root length density »). Le RLD est généralement positivement corrélé à l'absorption en eau (Ehlers 1991, Coelho 1999). Cependant, cette absorption n'est pas uniquement reliée à la quantité ou la densité de racines d'une plante (Wang et al. 2017). Par exemple, lorsque cultivé dans un milieu riche en azote, un changement morphologique des racines augmente le diamètre moyen de celles-ci, diminuant ainsi la fraction de racines fines (Wang et al. 2017, Wang et al. 2009). Cependant, cet apport non restrictif en azote, qui vient diminuer la fraction de racines fine, entraîne aussi une augmentation du taux d'absorption en eau par  $\text{cm}^2$  de surface racinaire (Carbone et Trumbore 2007, Yang et al. 2012). Ainsi, d'autres paramètres que la densité racinaire doivent être pris en considération lorsqu'il est question de l'absorption en eau d'une plante.

Un autre paramètre ayant un impact non négligeable sur l'absorption d'eau est le ratio de végétation souterraine sur aérienne en termes de biomasse. Plus ce ratio est faible, c'est-à-dire que la masse aérienne est grande comparativement à la masse racinaire, plus le volume d'eau absorbé par centimètre de racines est important (Richards 1977). C'est pourquoi les plantes résistantes aux sécheresses ont généralement un ratio racine : tige élevée (Gonzalez-Dugo et al. 2010, McConaughay et Coleman 1999, Richards 1977). Un des paramètres qui contrôle le ratio massique racine : tige est la quantité d'azote disponible dans le sol. Plus il y a d'azote disponible, plus ce ratio sera faible (Gonzalez-Dugo et al. 2010). Dans le cas d'une CEBC faite avec des sols naturels inorganiques, la concentration en azote est normalement très faible durant les premières

années après construction de la CEBC. Ainsi, le risque de désaturation causé par la présence de racines pourrait être bas pour les premières années de la CEBC.

### 2.3.3.2 Oxygène

#### La plante et l'oxygène

Le processus de respiration chez les plantes consiste à utiliser l'oxygène et les sucres produits pendant la photosynthèse pour produire de l'énergie pour la croissance cellulaire. Bien que la photosynthèse se produise seulement dans les feuilles et la tige des plantes, la respiration est effectuée dans la plante entière, incluant les racines. La respiration racinaire fournit l'énergie nécessaire à la croissance et au maintien des racines ainsi qu'à l'absorption et au transport des ions vers le xylème (Lambers et al. 1978; Amthor 2000). C'est à travers les poils absorbants des racines fines que l'oxygène du sol entre dans les racines (Kathpalia et Bhatla 2018). La respiration des plantes est généralement divisée en respiration de croissance et d'entretien (Thornley 1970).

#### Facteurs influençant l'absorption d'oxygène par les racines

La consommation en oxygène est faite majoritairement par les racines fines, car elles sont en croissance (Lambers 2008). La consommation en O<sub>2</sub> n'est pas homogène dans les racines fines ( $d < 2\text{mm}$ ), mais augmente avec la diminution du diamètre des racines (Makita et al. 2009). La consommation en oxygène d'un système racinaire dépend de plusieurs facteurs: l'espèce (Glinski et Lipiec 2018, Anderson 1985), la température du sol (Morard et Silvestre 1996), l'apport en glucides issus de la photosynthèse (Morard et Silvestre 1996) et la concentration en dioxyde de carbone dans le sol (Glinski et Lipiec 2018, Morard et Silvestre 1996). Cependant, le taux de respiration des racines par gramme de racines semble constant aussi longtemps que la concentration d'O<sub>2</sub> dans le sol reste au-dessus d'un niveau particulier à chaque espèce. Passé ce seuil, la plante entre en situation hypoxique où le taux de consommation en oxygène diminue de

manière constante jusqu'à atteindre 0. À ce moment, la plante est dans un milieu anoxique (Morard et Silvestre 1996). Ce seuil peut varier entre 6% et 2% d' $O_2$  en fonction de l'espèce (Morard et Silvestre 1996), mais est généralement autour de 5% d'oxygène dans l'atmosphère du sol (Glinski et Lipiec 2018, Morard et Silvestre 1996, Huang et Johnson 1995) (Figure 2.13).

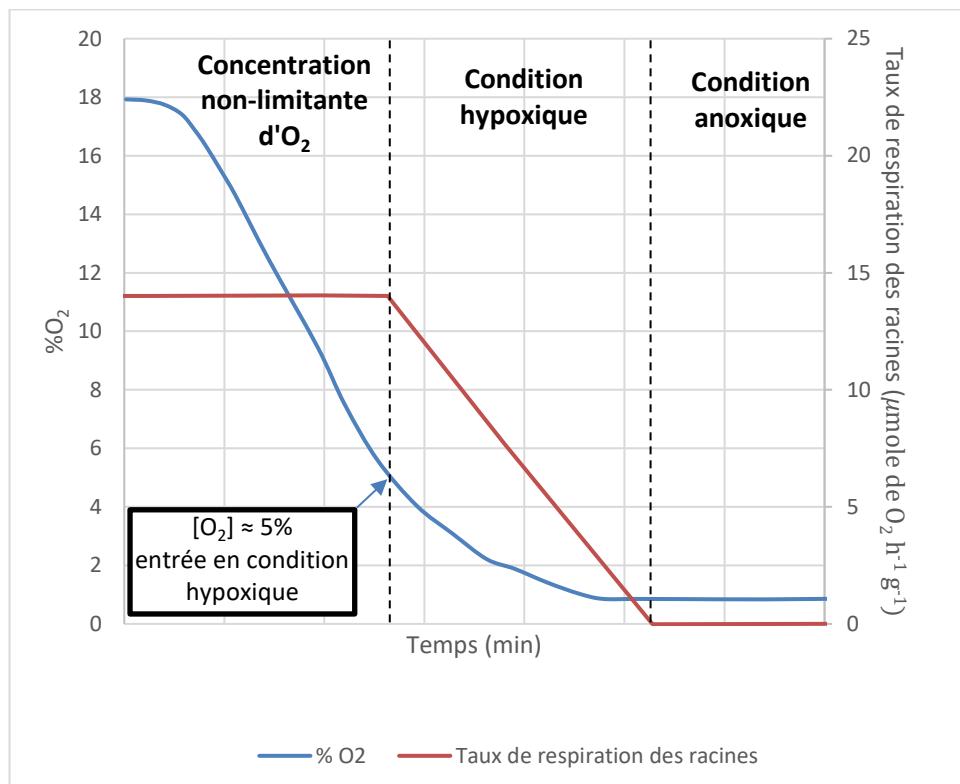


Figure 2.13 Modèle du comportement typique de la respiration racinaire en fonction de la concentration d' $O_2$  présente dans le sol, schématisation

Tout comme l'absorption de l'eau, la consommation d'oxygène est augmentée par la présence non limitante d'azote dans le sol (Jia et al. 2013). Finalement, une blessure mécanique, comme une racine coupée, augmentera aussi le taux de consommation d'oxygène par la racine (Makita et al. 2013). La consommation en oxygène des racines est directement reliée au paramètre de réactivité du sol  $K_r$ . Ainsi, la présence de racines viendra fort probablement jouer un rôle dans la performance d'une CEBC. Il est

important de prendre en considération que le  $K_r$  est mesuré en supposant une réaction de premier ordre. La consommation d'oxygène par les racines étant constante lorsque la concentration est supérieure à environ 5%, la comparaison avec  $K_r$  pourrait être plus difficile. Par contre, pour des concentrations inférieures à 5%, la consommation d'oxygène par la respiration diminue linéairement avec la concentration d'oxygène, ce qui correspond à une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre et pourrait s'appliquer à un contexte de matériau avec un degré de saturation élevé.

Tableau 2.6 Taux de consommation d'oxygène par différentes espèces et groupes de végétation à travers différentes recherches

Articles	Espèce cible	Nom commun	Taux de consommation	unités
Burton et al. 1997	<i>Acer saccharum</i>	Érable à sucre	10-12	
Burton et al. 1996	<i>Acer saccharum</i>	Érable à sucre	12-15	
Burton et al. 2002	<i>Pinus</i> sp.	Pin	4-6	
Burton et al. 2002	<i>Picea</i> sp.	Épinette	8-10	
Burton et al. 2002	<i>Populus</i> sp.	Peuplier	8-10	
Jia et al. 2013	<i>Larix gmelinii</i> et <i>Fraxinus mandshurica</i>	Mélèze de Dahurie et Frêne de Mandchourie	7,6-18,7	nmol (d'O <sub>2</sub> ) g <sup>-1</sup> (de racine) s <sup>-1</sup>
Macek et al. 2005	<i>Echinochloa crusgalli</i>	Panic des marais	12-17	
Macek et al. 2005	<i>Poacées</i> spp.	Graminées	6-18	
Cropper et Gholz 1991	<i>Pinus elliottii</i>	Pin d'Elliott	4,7 - 7,9	
Kelting et al. 1998	Forêt de chêne		70,4	
Lee et al. 2003	Forêt tempérée froide (Japon)		41,6 - 160	μg (d'O <sub>2</sub> ) s <sup>-1</sup>
Maier et Kress 2000	Forêt de pin taeda ( <i>Pinus taeda</i> )		64 - 192	m <sup>-2</sup> (de sol)
Nakane et al. 1996	Forêt tempérée		19,2 – 163	

Les taux de consommation d'oxygène qu'on retrouve dans la littérature sont généralement mesurés sur des racines en santé, fraîches et en présence d'oxygène non limitant. Par exemple, Maier et Kress (2000) avancent une consommation d'environ 30 à 160 μg d'oxygène par m<sup>2</sup> de sol par seconde sous une jeune plantation de pin. Ceci

donne entre 946 et 5046 g m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> (comparativement à 20-40 g m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> visés à la base d'une CEBC classique). Ainsi, les racines qui colonisent la couche de rétention d'humidité d'une CEBC pourraient avoir un impact positif sur le taux d'oxygène qui atteint les résidus sous la couche de rétention d'humidité de la CEBC. D'autres exemples de taux de consommation observés dans la littérature sont présentés dans le Tableau 2.6.

### 2.3.3.3 Propriétés géotechniques

Les impacts des racines sur les propriétés géotechniques du sol semblent principalement se répercuter sur la distribution de la taille des pores et la porosité en général. Ce changement dans la porosité du sol aura un impact direct sur le coefficient de diffusion ( $D_e$ ). D'abord, il a été observé qu'une plus forte colonisation dans un sol, exprimé en densité de longueur racinaire (RLD), peut entraîner une augmentation de la porosité totale (n) (Sainju et Good 1993). Cependant, cette augmentation de la porosité est observable seulement à des niveaux très importants de colonisation (RLD = 50 – 100 km/m<sup>3</sup>) et en surface (10 premiers cm) ce qui pourrait être différent lorsqu'on considère la profondeur où se trouve la CRH d'une CEBC. Même lorsque la porosité totale reste inchangée, il a été observé que la présence de racines entraîne une modification de la distribution des pores dans le sol. En effet, il semblerait d'un côté que les racines peuvent entraîner une augmentation de la quantité de macropores (Rasse et al. 2000, Scholl et al. 2014). Ceci est expliqué par le léger déplacement des grains de sol entraîné par les racines, ce qui produit une légère compaction autour des racines et laisse un biopore lorsque cette même racine vient à se décomposer (Li et Ghodrati 1994, Ghestem et al. 2011). D'un autre côté, les racines fines viennent occuper les pores déjà existants et viennent à créer une plus grande quantité de micropores (Bodner et al. 2014). Ainsi, la porosité totale reste sensiblement la même, mais la distribution de la taille des pores vient à changer (Figure 2.14).

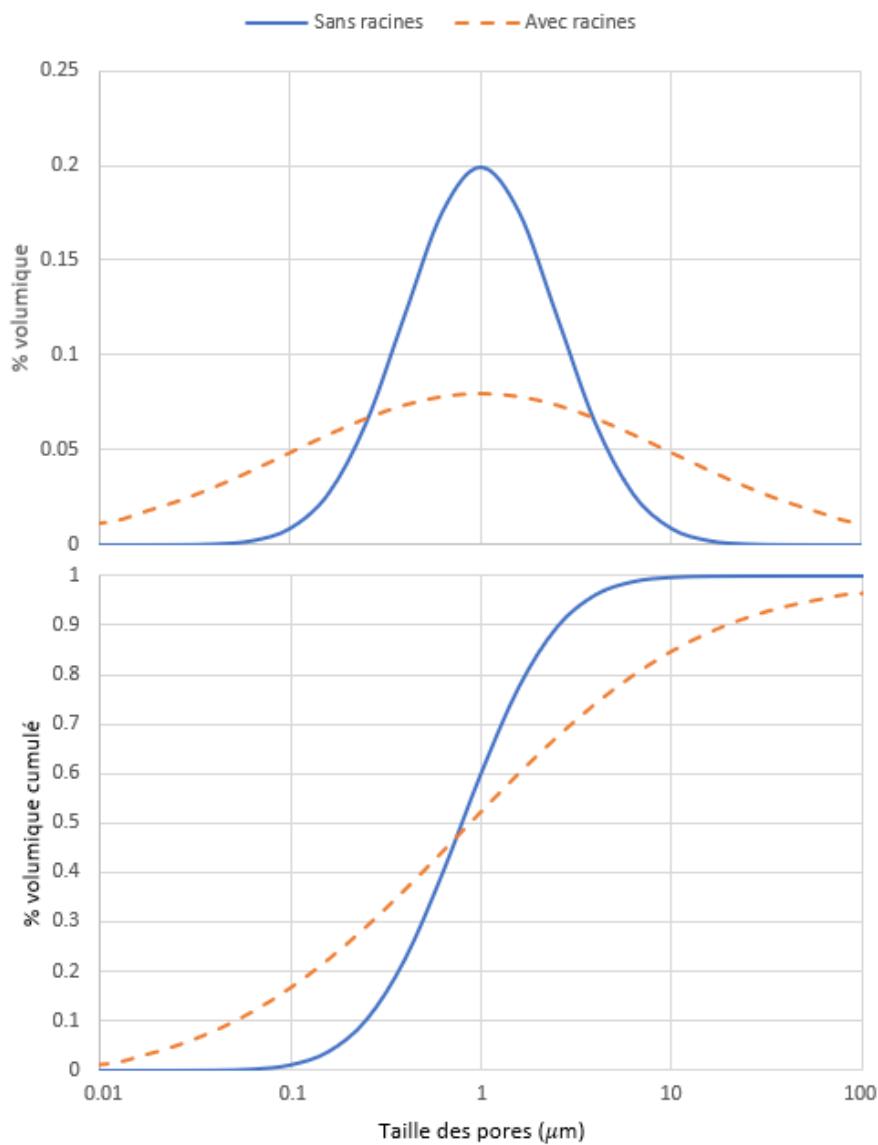


Figure 2.14 Effets des racines sur la distribution des pores du sol, schématisation

La création de macropores par les racines grossières peut entraîner l'apparition d'une double porosité qui peut venir impacter la courbe de rétention en eau (Kodešová et al. 2006). Une double porosité implique un comportement particulier lors du drainage des pores du sol. Comme l'eau quitte les pores de plus grand volume à de plus faibles degrés de succion, il y a apparition d'un plateau dans la courbe de rétention en eau une

fois ces macropores vidés. Finalement, la présence de racines entraîne généralement une augmentation de la concentration en matière organique. La matière organique présente dans le sol crée des agrégats avec les particules de sol ce qui peut entraîner une augmentation de la porosité. Différentes formes de matière organique vont stabiliser les pores de tailles différentes et augmentent donc la persistance de ces pores lorsque le sol est exposé à différents stress (Kay et VandenBygaart 2002).

#### Courbe de rétention en eau et fonction de perméabilité

Il a été observé que la présence de racines de plantes peut entraîner un changement significatif de la courbe de rétention en eau et la fonction de perméabilité des matériaux (Leung et al. 2015a). Cette propriété, abordée dans la section 2 de la présente revue de littérature, est à la base du principe de bris capillaire. Les effets principaux observés sur la courbe de rétention en eau et la fonction de perméabilité sont reliés à l'âge des plantes et des racines présentes sur le sol analysé. En effet, les jeunes racines colonisent les petits pores qui existent dans le sol faisant diminuer du même coup la conductivité hydraulique saturée du matériau et augmenter l'AEV (Leung et al. 2015a, Barley 1954). Ce phénomène s'inverse lorsque la végétation vieillit et que les racines s'épaissent pour devenir des racines grossières ou commencent à se décomposer créant ainsi des macropores dans le sol qui augmentent la conductivité hydraulique saturée du sol (Li et Ghodrati 1994, Ghestem et al. 2011). Ceci entraîne une infiltration verticale plus rapide de l'eau dans le sol lorsqu'il y a présence de racines décomposées (Noguchi et al. 1997). Tous ces impacts que les racines peuvent avoir sur la dynamique de l'eau dans les sols viendront principalement modifier le  $D_e$  et la capacité à maintenir un  $S_r$  élevé, donc impacter la performance d'une CEBC.

#### 2.3.4 Paramètres impactant la colonisation racinaire

Il semblerait donc que les racines puissent avoir un impact sur la performance d'une CEBC en théorie. Cependant, si les espèces qui croissent sur la CEBC ne possèdent

pas un système racinaire assez profond pour atteindre la CRH ou possèdent une trop faible densité de colonisation racinaire (RLD), il est possible que la performance ne soit pas affectée. La colonisation racinaire varie grandement dépendamment du milieu de croissance, du type de végétation et de l'espèce colonisatrice. Il est donc important d'évaluer les différents paramètres impactant la colonisation et la croissance racinaires afin de pouvoir avoir une idée des réelles répercussions qui pourraient être observées sur les CEBC.

#### 2.3.4.1 Milieu de croissance

##### Profondeur d'enracinement et nappe phréatique

Le premier paramètre racinaire à prendre en compte est la profondeur d'enracinement. En effet, les CEBC et les recouvrements multicouches en général ont une couche de protection qui sert à limiter l'impact de la végétation et de ses racines. La couche vulnérable à la colonisation est généralement plus en profondeur. Comme il a été mentionné dans la section précédente, la consommation d'oxygène par les racines reste constante aussi longtemps que la concentration d' $O_2$  reste au-dessus d'un seuil d'environ 5%. Ensuite, celle-ci diminue jusqu'à ce que la concentration en  $O_2$  du sol atteigne environ 1% pour ensuite s'arrêter complètement. Comme la proportion d'oxygène dissous pouvant se trouver dans l'eau peut difficilement être supérieure à 10 mg/L, un équivalent d'environ 0,001%, (Murphy 2007) en condition atmosphérique normale, il semble prudent de dire que les racines dans un milieu saturé en eau ne peuvent respirer. La saturation en eau peut donc limiter la croissance des racines. Ainsi, celles-ci ne dépassent généralement pas la profondeur de la nappe phréatique (Mishra et al. 1999, Schwintzer et Lancelle 1983). Ceci pourrait indiquer une certaine protection de la CRH vis-à-vis de la colonisation racinaire due à son degré de saturation élevée. Cependant, certaines plantes sont résistantes à un manque d'oxygène et leurs racines peuvent croître dans un milieu anoxique comme *Salix* sp. (Andersen et al. 1985, Jackson et Attwood 1996).

### Hétérogénéité texturale

En plus du degré de saturation, la différence texturale entre deux matériaux peut venir modifier la croissance des racines. Ainsi, la colonisation des racines dans une CEBC pourrait se faire selon des modèles de croissance uniques qui sont pertinents pour comprendre les propriétés hydrogéologiques du matériau. Il a été démontré récemment que le développement des racines profondes pouvait être retardé ou réduit dans les sols stratifiés des sites miniers (Guittonny-Larchevêque et Lortie 2017, Guittonny-Larchevêque et al. 2016b). Des matériaux stratifiés, comme ceux présents dans les CEBC, peuvent aussi modifier l'étalement latéral des racines des arbres (par exemple, plus de racines peuvent être présentes à l'interface entre le sol et les stériles, Guittonny-Larchevêque et Lortie 2017).

### Azote et densité de colonisation racinaire

Ensuite, l'azote joue un rôle important dans la croissance racinaire. Lorsque les besoins en azote d'une plante sont comblés, les racines de celle-ci vont croître latéralement plutôt que verticalement limitant la profondeur d'enracinement (Drew et Saker 1975, Robinson et Rorison 1983). De plus, la présence d'azote entraîne généralement une croissance accrue de la partie aérienne de la plante, ce qui vient faire diminuer le ratio racine : tige (Gao et al. 2015, Grechi et al. 2007). Lorsqu'en manque d'azote, les plantes investissent plus d'énergie pour faire pousser leurs racines. Comme les matériaux utilisés pour construire les CEBC sont généralement pauvres en nutriments, on s'attend à un taux faible d'azote. Ceci pourrait entraîner une plus grande densité racinaire (Burns 1980), ainsi qu'une colonisation plus profonde à long terme (Thorup-Kristensen 2001).

#### 2.3.4.2 Type de végétation

##### Déférence entre espèces ligneuses (milieu forestier) et herbacées

Les différents groupes fonctionnels (c.a.d. arbre, arbuste, herbacé, etc.) présentent généralement des tendances différentes lorsqu'il est question de croissance racinaire. D'abord, la végétation herbacée possède généralement des systèmes racinaires moins profonds que les espèces ligneuses (Jackson et al. 1996, Canadell et al. 1996). On observe donc des traits de colonisation racinaire plus élevés (RLD) en profondeur sous les espèces ligneuses (Moreno et al. 2005). De plus, les ligneux utilisent des sources d'eau plus profondes que les herbacées (Rossatto et al. 2014). Ceci pourrait être problématique pour le maintien de la saturation en eau de la CRH. De plus, bien que leur profondeur d'enracinement soit généralement moins profonde que celle des ligneux, les espèces herbacées ont généralement un rapport racine : tige supérieur (Monk 1966, Schulze 1983). Ainsi, les ligneux pourraient poser un plus grand risque au maintien de la saturation dans la CRH.

#### 2.3.4.3 Paramètres racinaires reliés à l'espèce

Finalement, un des paramètres les plus importants quant à la colonisation racinaire observée sous une plante est l'espèce. En effet, bien que certaines tendances soient observables à travers certains groupes fonctionnels de végétation, l'espèce dicte de manière plus importante les méthodes et processus de croissance. Dans le Tableau 2.7 on peut voir que même au sein du même groupe fonctionnel, le rapport racine : tige varie grandement. C'est pourquoi il est important de connaître précisément le type de végétation qui puisse coloniser le site d'intérêt lors de la conception et de la mise en place de la CEBC. Le présent travail se penche sur la zone de la forêt tempérée et de la forêt boréale mixte. Le type de végétation attendu et les méthodes de prédition de la végétation seront abordés dans la section suivante.

Tableau 2.7 Variation inter-espèce et inter-groupe du ratio racine : tige dans la littérature

Espèces	Type de végétation	Rapport racine : tige	Référence
<i>Miconia argentea</i>	Arbres feuillus	0,532	Tyree et al. 1998
<i>Apeiba membranacea</i>	Arbres feuillus	0,467	Tyree et al. 1998
<i>Gustavia superba</i>	Arbres feuillus	0,763	Tyree et al. 1998
<i>Pouteria reticulata</i>	Arbres feuillus	0,392	Tyree et al. 1998
<i>Trichilia tuberculata</i>	Arbres feuillus	0,279	Tyree et al. 1998
<i>Acer tenuifolium</i>	Arbres feuillus	0,295	Cao et Ohkubo 1998
<i>Acer distylum</i>	Arbres feuillus	0,382	Cao et Ohkubo 1998
<i>Carpinus cordata</i>	Arbres feuillus	0,329	Cao et Ohkubo 1998
<i>Sapium japonicum</i>	Arbres feuillus	0,261	Cao et Ohkubo 1998
<i>Fraxinus lanuginosa</i>	Arbres feuillus	0,258	Cao et Ohkubo 1998
<i>Magnolia obovata</i>	Arbres feuillus	0,246	Cao et Ohkubo 1998
<i>A. sciadophylloides</i>	Arbres feuillus	0,397	Cao et Ohkubo 1998
Arbres feuillus	Arbres feuillus	1,000	Durigan et al. 2012
<i>Fagus sylvatica</i>	Arbres feuillus	2,165	Landolt et al. 2000
<i>Fraxinus excelsior</i>	Arbres feuillus	3,007	Landolt et al. 2000
<i>Protea nerifolia</i>	Arbustes	0,200	Higgins et al. 1987
<i>Protea repens</i>	Arbustes	0,200	Higgins et al. 1987
<i>Leucadendron salignum</i>	Arbustes	0,600	Higgins et al. 1987
<i>Cliffortia ruscifolia</i>	Arbustes	0,150	Higgins et al. 1987
<i>Erica plukenetii</i>	Arbustes	0,300	Higgins et al. 1987
<i>Otholobium fructicans</i>	Arbustes	4,000	Higgins et al. 1987
Arbres sempervirents	Conifères	0,390	Durigan et al. 2012
<i>Picea abies</i>	Conifères	2,117	Landolt et al. 2000
<i>Pinus sylvestris</i>	Conifères	1,530	Landolt et al. 2000
<i>Pinus nigra</i>	Conifères	0,224	Levy et al. 2004
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Conifères	0,256	Levy et al. 2004
<i>Abies grandis</i>	Conifères	0,346	Levy et al. 2004
<i>Larix kaempferi</i>	Conifères	0,335	Levy et al. 2004
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	Conifères	0,312	Levy et al. 2004
<i>Pinus contorta</i>	Conifères	0,329	Levy et al. 2004
<i>Abies procera</i>	Conifères	0,248	Levy et al. 2004
<i>Picea abies</i>	Conifères	0,250	Levy et al. 2004
<i>Thuja plicata</i>	Conifères	0,258	Levy et al. 2004
<i>Pinus sylvestris</i>	Conifères	0,301	Levy et al. 2004
<i>Picea sitchensis</i>	Conifères	0,410	Levy et al. 2004
<i>Tsuga heterophylla</i>	Conifères	0,317	Levy et al. 2004
<i>Carex rostrata</i>	Herbacées	2,136	Bernard et Fiala 1986
<i>Carex lasiocarpa</i>	Herbacées	3,541	Bernard et Fiala 1986
<i>Carex diandra</i>	Herbacées	2,229	Aerts et al. 1991
<i>Carex rostrata</i>	Herbacées	2,077	Aerts et al. 1991
<i>Carex acutiformis</i>	Herbacées	1,044	Aerts et al. 1991

Tableau 2.7 (suite) Variation inter-espèce et inter-groupe du ratio racine : tige dans la littérature

Espèces	Type de végétation	Rapport racine : tige	Référence
Pfadenhauer et Twenhoven			
<i>Carex acutiformis</i>	Herbacées	1,322	1986
<i>Acalypha rhomboidea</i>	Herbacées	0,229	Struik et Bray 1970
<i>Amphicarpa bracteata</i>	Herbacées	0,220	Struik et Bray 1970
<i>Galium aparine</i>	Herbacées	1,387	Struik et Bray 1970
<i>Pilea pumila</i>	Herbacées	0,340	Struik et Bray 1970
<i>Zea mays</i>	Herbacées	0,499	Struik et Bray 1970
<i>Circaeaa quadrifolculata</i>	Herbacées	0,580	Struik et Bray 1970
<i>Galium concinnum</i>	Herbacées	0,200	Struik et Bray 1970
<i>Osmorhiza claytoni</i>	Herbacées	1,020	Struik et Bray 1970
<i>Aristea major</i>	Herbacées	1,033	Higgins et al. 1987
<i>Watsonia pyramidata</i>	Herbacées	3,300	Higgins et al. 1987
<i>Tetraria bromoides</i>	Herbacées	2,125	Higgins et al. 1987
Moyennes			
Conifères		0,508	
Arbres feuillus		0,718	
Arbustes		0,908	
Herbacées		1,347	

### 2.3.5 Forêt boréale et tempérée nordique

À la suite de la revue des travaux pertinents, il semblerait que la végétation ligneuse pourrait avoir un plus grand impact sur la performance de la CEBC que la végétation herbacée. La forêt tempérée mélangée et la forêt boréale sont des biomes où on trouve des CEBC construites pour limiter la diffusion d'oxygène et où les espèces ligneuses sont abondantes et pourraient impacter la performance de la CEBC. Ce milieu a donc été sélectionné pour faire l'analyse de l'impact des racines sur la performance d'une CEBC. L'ancien site minier de Lorraine fut utilisé pour faire les essais nécessaires à la réalisation de la recherche présentée dans le présent document.

### 2.3.5.1 Succession végétale

Un des paramètres importants dans la gestion d'un parc à résidus à long terme est la capacité d'anticiper les changements au fil du temps. La végétation étant une composante qu'il serait pertinent d'inclure dans la conception d'un système de recouvrement, il serait important de pouvoir prédire le type de végétation, la densité racinaire (en termes de densité de longueur, densité de masse, densité de volume), la profondeur d'enracinement et la biomasse. Pour faire cette prédiction, le cadre conceptuel de la succession végétale primaire peut être utilisé. Pour ce faire, un milieu similaire à celui étudié où un suivi de la succession végétale a déjà été fait est choisi et ensuite comparé au site d'intérêt. Ceci permet d'avoir une idée de la colonisation végétale attendue. La mise en place d'une CEBC entraîne généralement la création d'une zone de matériaux relativement grossiers en surface si la couche de protection affleure, avec une faible teneur en matière organique et une conductivité hydraulique saturée élevée dans la couche de protection. Il est possible d'utiliser d'autres perturbations anthropiques faites dans le même biome comme milieu similaire à celui étudié (Kovar et al. 2011; Parraga-Aguado et al. 2014). Il est aussi intéressant de remarquer que le sol laissé suite à un retrait glaciaire est similaire à celui observé suite à la mise en place d'une CEBC. Ce type de milieu pourrait donc aussi aider à comprendre l'évolution de la végétation attendue sur une CEBC (Chapin et al. 1994; Huang et al. 2011).

#### Perturbation anthropique

Dans les environnements artificiels, comme la CP d'une CEBC ou d'autres types de recouvrements, les espèces ligneuses colonisent généralement rapidement et font partie de la succession végétale primaire (Young et al. 2013; Kovar et al. 2011; Bradshaw 2000). La succession végétale primaire est l'établissement de la vie végétale sur un substrat minéral sans leg biologique. Les premières espèces végétales, microbiennes et mycorhiziennes qui s'installent sur ce substrat sont appelées espèces pionnières. Cette

colonisation végétale a lieu même si la CP n'est pas favorable à la croissance des plantes avec sa faible teneur en eau et sa faible concentration en nutriments (Smirnova et al. 2011). En effet, une colonisation par la végétation naturelle a été observée sur des recouvrements faits de matériaux grossiers présentant des contraintes à l'établissement des plantes comme une faible capacité de rétention d'eau (Cuevas et al. 2013) et de faibles concentrations d'azote (Kimmerer 1984). Les espèces ligneuses à faible demande en azote comme *Salix* sp. ou *Alnus* sp. colonisent rapidement les sols perturbés et à faibles concentrations en nutriments. Les espèces résistantes au manque d'eau, comme *Picea* sp. ont aussi la capacité de coloniser facilement ce type de sol.

### Le retrait des glaciers

Les zones de retrait de glacier sont particulièrement intéressantes dans le contexte de l'analyse d'impact des racines sur une CEBC. En effet, le retrait d'un glacier laisse des sols grossiers sur lesquels se produit une succession végétale primaire (Chapin et al. 1994; Huang et al. 2011) qui pourrait être un bon analogue pour une CCBE installée dans la zone forestière boréale mixte. Les sols laissés par le retrait des glaciers présentent des contraintes à l'établissement des plantes similaires à celles retrouvées sur la CP d'une CEBC fraîchement construite, comme une faible capacité de rétention en eau (Egli et al. 2006, Frenot et al. 1995) et de faibles concentrations d'azote et de carbone (Boy et al. 2016). Comme le sol laissé par le retrait d'un glacier à de faibles concentrations de nutriments, il est généralement colonisé par des espèces ligneuses à faible demande en azote comme *Salix* sp. (Song et al. 2017) ou associées à des bactéries fixatrices d'azote comme *Alnus* sp. (Huang et al. 2011; Porter et al. 2013). Plus loin du glacier, lieu qui représente un stade de succession légèrement plus tardif, les concentrations en nutriments du sol ont augmenté. Les espèces nécessitant plus de nutriments, comme *Populus* sp., sont alors généralement plus représentées (Song et al. 2017). Cependant, étant donné que la principale source d'eau, le glacier, est plus éloignée et que le sol est constitué de matériaux grossiers, l'eau est plus rare. Dans ce cas, des espèces résistantes au stress hydrique, comme *Picea* sp., peuvent également

être observées (Young et al. 2013). Avec le temps, la même évolution, passant de faibles concentrations en nutriments à des concentrations plus élevées, devrait être observée sur une CEBC nouvellement construite. Il pourrait donc être possible d'utiliser les principes de succession végétale observée sur une zone de retrait glaciaire afin d'anticiper la végétation qui colonisera une CEBC à long terme.

### 2.3.6 Les espèces colonisatrices possibles sur la CEBC de l'ancien site Lorraine

Ainsi, en se basant sur la taille relativement faible de la CEBC en termes de superficie, du milieu forestier tempéré mixte et de la succession végétale rencontrée dans des situations similaires, il est possible de se concentrer sur les espèces qui ont le plus de chance de s'y trouver. Plusieurs espèces pourraient être présentes dans ce biome, mais les plus pertinentes sur lesquelles il est important de se concentrer sont les espèces pionnières, en raison du jeune âge de la CEBC, et les espèces ligneuses, en raison de leur système racinaire important.

#### *Salix* sp (Saule)

*Salix* sp., en raison de la capacité de ses graines à être dispersées par le vent (Glaser 1981, Skoglund 1990), est capable de coloniser des zones qui sont relativement éloignées des plants mères et ne serait donc pas limité par le manque d'individus sur le site restauré. C'est une espèce ligneuse qui possède généralement un système racinaire suffisamment profond pour atteindre la CRH (Souch et al. 2004). De plus, la tolérance des racines aux conditions anoxiques (Jackson et Attwood 1996) pourrait non seulement lui donner la capacité d'atteindre la CRH, mais aussi de survivre et croître dans celle-ci. *Salix* sp. est tolérant à un manque d'azote (Song et al. 2017) ce qui le rend particulièrement efficace à coloniser le milieu écologique qu'est la CP d'une CEBC. Finalement, *Salix* sp. présente un taux d'évapotranspiration moyen (1 – 7 mm/jour) (Frédette et al. 2019a, 2019b) ce qui pourrait être un risque pour maintenir le degré de saturation élevé de la CRH.

### *Alnus* sp. (Aulne)

*Alnus* sp. a la capacité de fixer l'azote gazeux (Huang et al. 2011; Porter et al. 2013). *Alnus* sp. est connu pour favoriser la succession végétale secondaire en enrichissant le sol dans lequel il pousse, ce qui permet aux espèces exigeant de plus fortes concentrations d'azote de coloniser par la suite (Daly 1966, Gafta et Canullo 1992, Bardgett et Walker 2004). Finalement, *Alnus* sp. présente un taux d'évapotranspiration moyen (2,5 – 7 mm/jour) (van den Bergh et al. 2018) ce qui pourrait être un risque pour maintenir le degré de saturation élevé de la CRH.

### *Picea* sp. (Épinette)

*Picea* sp. ne demande généralement que peu de ressources en eau. *P. mariana* est une espèce à croissance lente (Bonan et Sirois 1992, Black et Bliss 1980) et ne devrait pas croître de manière significative même si elle a été l'une des premières espèces à coloniser la CEBC au site Lorraine. *Picea* sp. présente un taux d'évapotranspiration faible (1 – 5 mm/jour) (Jost et al. 2004) et un système racinaire généralement superficiel (Strong et La Roi 1983) ce qui pourrait faire de *Picea* sp. une espèce intéressante pour la colonisation à long terme de la CEBC.

### *Populus* sp. (Peuplier)

*Populus* sp., en raison de la capacité de ses graines à être dispersées par le vent (Johnson 1994), est capable de coloniser des zones qui sont relativement éloignées des plants mères et ne serait donc pas limité par le manque d'individus sur le site lors de la mise en place. De plus, les racines de *Populus* sp. tendent à avoir de la difficulté à croître dans un milieu saturé en eau (Hallgren 1989, Liu et Dickmann 1992) et pourraient donc avoir de la difficulté à coloniser la CRH. Cependant, dans un sol avec une faible concentration en azote, il sera supplanté en termes de colonisation par *Salix* sp. Finalement, *Populus* sp. présente un taux d'évapotranspiration élevé (4 – 11 mm/jour) (Hou et al. 2010, Nagler et al. 2007) ce qui pourrait être un risque important pour maintenir le degré de saturation élevé de la CRH.

## 2.4 Synthèse de la revue de littérature et besoins en recherche

La présente revue de littérature montre que la conception des CEBC demande une connaissance approfondie des propriétés hydrogéologiques et géotechniques des matériaux envisagés pour la construction. Ces propriétés incluent la conductivité hydraulique saturée, la pression d'entrée d'air, les courbes de rétention en eau et les coefficients de réactivité et de diffusion de l'oxygène. Cependant, aucune technique n'existe à ce jour pour inclure la végétation dans la caractérisation de ces propriétés. Bien que plusieurs méthodes existent déjà pour mesurer les propriétés hydrogéologiques des matériaux, elles ne sont pas adaptées pour inclure les racines. En effet, la plupart des méthodes existantes nécessitent un remaniement des échantillons avant leurs analyses ce qui entraîne une modification de la configuration du réseau racinaire inclus dans l'échantillon.

Les principaux concepts hydrogéologiques qui dictent la performance d'une CEBC sont relativement bien connus et certains essais concernant la performance de ces revêtements ont démontré qu'ils semblent maintenir leur efficacité lorsque faiblement colonisés par la végétation. Cependant, les interactions entre les racines et les propriétés du sol ayant un impact sur la performance de ce type de revêtement sont moins connues. La capacité des matériaux de revêtement à conserver leurs propriétés une fois colonisés par la végétation pourrait être affectée et mettre en péril la performance à long terme des couvertures à effets de barrière capillaire. Bien que la végétation puisse avoir un impact sur l'intégrité des matériaux de revêtement, ce n'est pas un facteur qui est habituellement considéré dans la conception des revêtements d'ingénierie.

Finalement, il a été démontré que peu de travaux existent concernant la végétation colonisant une CEBC et qu'aucun travail n'a été fait pour relier la performance de la CEBC à la colonisation racinaire. Il semble donc important de travailler à l'élaboration de méthodes qui permettent d'analyser les propriétés sur lesquelles repose la

performance d'une CEBC et qui incluent la végétation. Ensuite, il faudrait aussi avoir une meilleure compréhension de la colonisation racinaire qui peut être observée à l'intérieur de ce type de recouvrement. Pour finir, des tests reliant la performance aux paramètres racinaires de la couche de rétention d'humidité devraient être effectués pour améliorer notre compréhension de l'impact de la végétation sur la performance à long terme de la CEBC.



## CHAPITRE 3

### ARTICLE 1 : ABOVEGROUND AND BELOWGROUND COLONIZATION OF VEGETATION ON A 17-YEAR-OLD COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECT BUILT ON A BOREAL MINE TAILINGS STORAGE FACILITY<sup>1</sup>

La colonisation aérienne et souterraine de la végétation a été caractérisée sur une CEBC de 17 ans. Dans ce chapitre, l'intensité de la colonisation aérienne en termes de couvert végétal et densité de colonisation ainsi que l'intensité de la colonisation souterraine en termes de densité de longueur (RLD), de volume (RVD) et de masse (RMD) racinaires sont explorées à partir de mesures aériennes sur transects et parcelles et analyse d'échantillons souterrains. Les informations obtenues avec cette partie de l'étude viennent confirmer l'hypothèse que la végétation peut s'établir sur la CEBC et ses racines atteindre la CRH. Cependant, elle vient contredire l'hypothèse selon laquelle une caractérisation aérienne de la végétation permet d'extrapoler la colonisation racinaire de la CRH. Ce chapitre consiste en un article qui a été publié dans la revue *Minerals* en 2020 par Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B. et Maqsoud, A.

---

<sup>1</sup> Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B. and Maqsoud, A., 2020. Aboveground and Belowground Colonization of Vegetation on a 17-Year-Old Cover with Capillary Barrier Effect Built on a Boreal Mine Tailings Storage Facility. *Minerals*, 10(8), p.704.

### 3.1 Abstract

Acid mine drainage is an important environmental risk linked to the surface storage of reactive mine tailings. To manage this problem, a cover with a capillary barrier effect (CCBE) can be used. This oxygen barrier cover relies on maintaining a fine-grained material layer (moisture-retaining layer, MRL) with a high degree of saturation. CCBEs can be colonized by surrounding plants. Plant roots pump water and could impact the CCBE's performance. This performance is predicted with unsaturated water flow numerical models in which vegetation parameters can be included. Vegetation parameters are specific to a CCBE environment. Therefore, analyzing and quantifying the vegetation that colonizes this type of cover is necessary. Plant colonization was investigated through cover and density surveys on 12 transects on a 17-year-old CCBE in the mixed forest of Quebec, Canada. Then, aboveground vegetation and root colonization intensity at three depths in the MRL were characterized on 25 plots of five dominant vegetation types (*Salix*, *Populus*, *Alnus*, *Picea* sp., and herbaceous species). The mean root length density under plots dominated by *Salix* sp. was higher than in the other plots. Root colonization of the MRL was concentrated in the first 10 cm and occurred under all woody and herbaceous species as well. This work quantitatively describes, for the first time, the vegetation colonizing a CCBE both at the above- and belowground levels. These data will be useful to better predict the long-term performance of this engineered reclamation cover.

### 3.2 Introduction

Several reclamation methods have been developed to control the production of acid mine drainage (AMD), one of the main environmental problems associated with the storage of mine wastes. In humid climates such as northern Quebec, one method is the use of an engineered cover, like a cover with a capillary barrier effect (CCBE) (Nicholson et al. 1989, Yanful et al. 1993a, Yanful et al. 1993b, Yanful et al. 1999, Aubertin et al. 1995, Aubertin et al. 1999, Lundgren et al. 2001, MEND 2001, MEND

2004, Bussière et al. 2003, Bussière et al. 2006, Molson et al. 2008, Maqsoud et al. 2011). CCBEs aim at limiting oxygen ingress to reactive tailings because oxygen is one of the necessary ingredients in the formation of AMD (Blowes et al. 2014). In brief, CCBEs are covers with at least three layers: the top protection layer (PL), the middle moisture-retaining layer (MRL), and the bottom capillary break layer (CBL). The PL, made of coarse-grained material, reduces evaporation and limits vegetation influence on the MRL. The latter, made from fine-grained material, is the layer on which the CCBE's performance is based and keeps oxygen away from the tailings by maintaining a high degree of saturation ( $S_r$  = volume of water/volume of voids). The third layer, the CBL, is also made of coarse-grained material and helps to create capillary barrier effects necessary to maintain a high degree of saturation in the MRL. More information on CCBE configuration and functioning can be found in Aubertin et al. (1995) and Bussière et al. (2003).

The main concern with vegetation colonizing a CCBE is the presence of roots in the MRL which has been shown to happen (Smirnova et al. 2011). The PL is meant to protect the MRL from bio-intrusion, including roots. With the PL in place, woody species would be the most likely to negatively impact the CCBE due to their generally deeper root system compared to herbaceous species (Canadell et al. 1996). Tree roots could negatively impact the MRL by pumping soil water (Yan et Zhang 2015), which would reduce its  $S_r$  and allow the oxygen to migrate through the CCBE and reach the reactive tailings. They could also create preferential pathways for oxygen and water migration through root biopores (Scanlon 1999). Biopore formation can affect the hydrogeological properties of the MRL materials, including the water retention curve (Leung et al. 2015) and the saturated hydraulic conductivity (Li 1994). These modifications, in turn, can impact the CCBE performance. The intensity of root colonization is usually expressed through parameters such as root length density (RLD) (Hu et al. 2020, Guittonny et al. 2016), root volume density (RVD) (Gao et al. 2014), or root mass density (RMD) (Zhou et Shangguan 2006). Proteau et al. (2020) have

worked on establishing links between root parameters and a CCBE's performance and showed that a higher RLD could increase the reactivity coefficient ( $K_r$ ) of the CCBE because of root's oxygen consumption while decreasing the degree of saturation ( $S_r$ ) of the MRL. However, studies on root colonization of cover materials remain sparse (Smirnova et al. 2011, Guittonny et al. 2018, Naeth et al. 2011, Stoltz et Greger 2006, Waugh 2001, Neuschütz et al. 2006), especially quantitative studies measuring root traits. Reference values of vegetation parameters come primarily from agricultural or forestry contexts (O'Kane Consultants Inc. 2014), although plant root development and associated water pumping may be specific in the context of multilayered cover systems like CCBEs (e.g., due to textural discontinuity) (Guittonny-Larchevêque et Lortie 2017).

Different plant species have different rooting types and traits that could have different impacts (Garrigues et al. 2006, Lambers et al. 2008). For example, herbaceous plant species usually have a shallower depth of root colonization (from 20 to 30 cm) compared to trees, which can reach 7 m deep (Canadell et al. 1996), but herbaceous species also have a higher root mass density or root length density at shallow depth (Moreno et al. 2005). A higher density of roots generally implies higher water pumping (Granier et al. 1995) and could be problematic for the CCBE. In a forested biome such as the temperate and boreal forest biomes, woody species-dominated vegetation is to be expected. Literature tells us that normally, the root colonization maximum depth should be around 150 cm in a boreal forest as well as in a temperate forest setting (Jackson et al. 1996, Strong et La Roi 1983), which could reach the MRL depending on the PL thickness. Some authors have observed roots of woody species reaching depths greater than 2 m (*Populus tremuloides* on Canadian sandy substrate) or 3 m (*Pinus contorta* in southern Canada) (Canadell et al. 1996). However, all agree that roots are concentrated in the top 30 to 50 cm of soil where approximately 80% of root biomass is found (Canadell et al. 1996, Jackson et al. 1996, Strong et La Roi 1983). Interestingly, roots are rarely seen growing deeper than the water table location (Fan et

al. 2017) due to the lack of oxygen in saturated soil, which means that, in the case of the CCBE, roots could stop at the MRL if the degree of saturation is high. That being said, *Salix* sp., a woody species that usually has rooting systems deep enough to reach the MRL (Souch et al. 2004) and root tolerance to anoxic conditions (Jackson et Attwood 1996) could colonize the MRL.

Root studies are known to be time consuming (Proteau et al. 2020, Vepraskas et Hoyt 1907, Gwenzi et al. 2011, Di Iorio et al. 2013) and imply soil excavations that could negatively affect the integrity of an engineered cover. Since some below- and aboveground parameters of vegetation can be correlated, it could be possible to predict the degree of root colonization present in the MRL and the possible threat to the CCBE's performance from measurements on aboveground vegetation. For example, shoot diameter and coarse root biomass (Bond-Lamberty et al. 2002), aboveground biomass and belowground biomass (Gross et al. 1991), or aboveground biomass and maximal depth of roots colonization (Schenk et Jackson 2002) seem to be positively linearly correlated. However, these relationships can vary depending on species and growth environment (Körner et Renhardt 1987).

In human-made environments, like the top of the PL, woody species usually colonize promptly and are part of the primary vegetation succession (Young et al. 2012, Kovář et al. 2011, Bradshaw 2000). Vegetation colonization may happen even if the PL, with its low water content and nutrient concentration, is not favorable to plant growth (Smirnova et al. 2011). Indeed, natural vegetation colonization has been observed on covers made of coarse-grained materials, which present constraints to plant establishment such as a low water retention capacity (Cuevas et al. 2013) and low N concentrations (Kimmerer 1984). Vegetation can also be seen on engineered covers, including a geosynthetic liner aimed at stopping water infiltration (Benson et al. 2007, Bouazza 2002). The conceptual framework of the primary vegetation succession can

help predict which main species will colonize a new mine substrate (Kovář et al. 2011, Párraga-Aguado et al. 2014), including the PL of a CCBE.

The main objective of this study is to characterize the vegetation colonizing a 17-year-old CCBE in a boreal mixed forest environment both at the above- and belowground levels. The focus is especially put on measuring root parameters (like RLD, RMD and RVD as well as root diameter to compare fine and coarse roots) in the MRL of the CCBE, which acts as the oxygen barrier layer, through root coring at several depths. First, the aboveground vegetation cover and density are evaluated, following the work of Smirnova et al. on the same site, to identify the dominant woody species whose roots may reach the MRL. Second, above- and belowground parameters of vegetation are measured in plots (five replicates) under four dominant woody species or herbaceous species. The data collected here will help build the tools and feed the models that will further our understanding of root impact on this reclamation method. This paper considers three hypotheses: (1) herbaceous roots will not reach the MRL; (2) woody species roots will reach the MRL at 30 cm depth from the soil surface but should not go through it; (3) correlation between aboveground and belowground vegetation parameters should limit the need for direct sampling to quantify root colonization intensity in the MRL.

### 3.3 Materials and Methods

#### 3.3.1 Experimental Site and its CCBE

The Lorraine mine site is located in the Témiscamingue region of Quebec, Canada ( $47^{\circ}21'39''$  N,  $78^{\circ}56'35''$  W), in the township municipality of Latulipe-et-Gaboury. From 1964 to 1968, gold, silver, copper, and nickel were extracted from the mine. Then, after four years of operation, the mine was abandoned, leaving behind 15,5 ha of acid-generating tailings that represent approximately 600,000 tons of material (Dagenais et al. 2001, Genty et al. 2016). In 1999, Québec's Ministry of Energy and

Natural Resources decided to reclaim the site by reshaping the tailings storage facility, installing limestone drains to passively treat acidic effluents (Nastev et Aubertin 2020, Potvin 2009), building a CCBE over the tailings, and implementing a monitoring program (Dagenais et al. 2001). No effort of revegetation was done, and the site was allowed to naturally regenerate. The main design objective for the CCBE was to decrease oxygen fluxes reaching the tailings to below 20 to 40 g/m<sup>2</sup>/ year by maintaining a minimum Sr of 85% in the MRL (Dagenais et al. 2001).

The CCBE on which the analyses were performed is made of three layers. The bottom layer, the CBL, is approximately 30 cm thick and made of sand. The middle layer is the MRL, a 50 cm thick silt layer. The porosity (n) of the CBL is about 0,38 (Dagenais et al. 2001). It has a high saturated hydraulic conductivity of approximately 10<sup>-3</sup> cm/s, which is 10<sup>2</sup> to 10<sup>3</sup> times higher than the silt used in the middle layer. In comparison, the n of the MRL is on average 0,34, with a high degree of saturation ( $\approx$ 0,93) (Proteau et al. 2020). Finally, the top layer of the Lorraine site CCBE is the protection layer (PL), which is about 30 cm thick and made of sand and gravel ( $n > 0,39$ ). The sand used for the construction has a D<sub>10</sub>, or grain diameter at 10% (in dry mass) passing, between 0,06 and 0,15 mm, and a coefficient of uniformity C<sub>U</sub>, corresponding to the ratio of D<sub>60</sub> by D<sub>10</sub>, between 2,5 and 3,3. The silt has a D<sub>10</sub> of approximately 0,0015 mm and a C<sub>U</sub> of 6,1 (Proteau et al. 2020).

Since 1999, native vegetation has been growing on the site, which has returned to a semi-natural state. The site is surrounded by a mixed forest in the balsam fir-yellow birch domain (MFFP 2017), close to a mature jack pine plantation (Guittonny et al. 2016.). Colonization of the CCBE by native vegetation was studied from 2003 to 2008 (Smirnova et al. 2011). It was shown that CCBEs, e.g., open space with a water saturated layer of substrate, are attractive ecological conditions for *Salix* sp. and *Alnus* sp. colonization. *Populus* spp. were also present but showed a lower vegetation cover value than *Alnus* and *Salix* sp. The average daily temperature ranges between -15 °C

in January and 18 °C in July with monthly precipitation ranging between 36 mm (February) and 96 mm (August) (Government of Canada 2017). The water table can reach 2 m deep in the southern portion of the CCBE but is close to the surface in the northern part of it (Bussière et al. 2009).

### 3.3.2 Experimental Design

Data gathering was performed in 2015 and 2016, during which dominant plant species as well as their cover and density levels were investigated. In 2015, twelve north–south transects of 50 m (4 transects in high water table zone, 4 transects in intermediate water table zone, and 4 transects in low water table zone) were done on site in July (Figure 3.1 and Figure 3.2A), at the maximum aboveground development of the vegetation.

In July 2016, five square monitoring zones (50 by 50 m) were randomly selected in the southern portion of the CCBE where the water table is low (deeper than 70 cm) (Figure 3.1 and Figure 3.2E). They were numbered from 1 to 5, and in each zone, five plots corresponding to five different vegetation types were randomly selected (Figure 3.2F). The five vegetation types corresponded to one of the four selected dominant woody species [*Populus balsamifera* (P plots), *Alnus rugosa* (A plots), *Salix* sp. (S plots), and *Picea mariana* (E plots for the French name of *Picea mariana*, “épinette”)] or to dominant herbaceous vegetation (H plots). All plots dominated by a woody species needed to have at least one individual of the selected species with a minimum age of five years. This individual was considered the plot’s main individual. Other species could also be found in each plot, but the targeted species were clearly dominant (>50%) in terms of aboveground biomass. The plots were centered on the main individual and were 2 m × 2 m in size. This 4m<sup>2</sup> surface contained at least all the aboveground biomass of the main individual whatever the considered species.

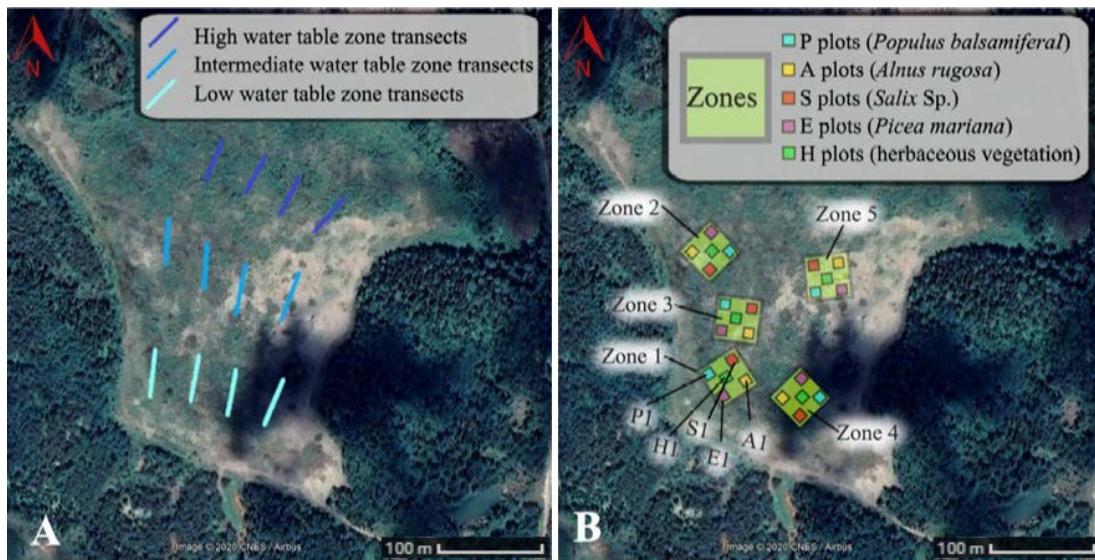


Figure 3.1 Position of monitoring transect (A) and zones and plots (B) on the Lorraine cover with capillary barrier effect (CCBE) where the sampling was performed (image from Google, edited by authors)

### 3.3.3 Measurements, Sampling, and Analyses

#### 3.3.3.1 Aboveground Vegetation

During July 2015, vegetation cover was measured using the point intercept method (Jonasson 1983) with one point each 10 cm (500 measurements by transect) (Figure 3.2B). The contribution of each plant species or functional group to the total cover on a transect was calculated as:

$$\frac{\text{Number of contacts by species of interest}}{\sum \text{Contacts of each species}} \quad (\text{eq. 3.1})$$

Furthermore, 6 m<sup>2</sup> circular plots were placed every 5 m along the transects (10 plots per transect for a total of 120 plots) (Figure 3.2C). These plots were used to calculate the density (number of individuals/m<sup>2</sup>) and the contribution (%) of each woody species to the density (Equation (2)).

$$\frac{\text{Number of individuals of species of interest}}{\sum \text{Number of individuals of each species}} \quad (\text{eq. 3.2})$$

For four woody species (*Picea mariana*, *Populus balsamifera*, *Populus tremuloides*, and *Salix* sp.), two individuals of mean representative height were randomly sampled on each transect. By counting the annual growth rings on crosscuts, the age of the main shoot (just above the hypocotyl) and the root system (first roots under the hypocotyl) was determined (Figure 3.2D).

In 2016, all aboveground vegetation was harvested by hand in the 25 plots that were established that year (5 by vegetation type in each zone) and separated into woody and herbaceous categories (Figure 3.2G). The herbaceous species were sorted by species, dried at 65 °C for 48 h, and weighed. For the woody species, the shoot maximal height (cm) and diameter (mm) at the base of each individual were measured on site and then the plant was harvested. Leaves and needles were then removed. Leaves were analyzed using a LI-3100C Area Meter (LI-COR, Lincoln, NE, USA) to measure total leaf area (m<sup>2</sup>). Then, leaves and needles were dried at 65 °C for 48 h and weighed. The woody mass and herbaceous mass were then divided by the area of the plot to get the mass (g) per m<sup>2</sup>.

### 3.3.3.2 Belowground Vegetation

On each 2 m × 2 m plot, after the aboveground vegetation was harvested, the PL was removed using an excavator to give access to the MRL (Figure 3.2H). Three locations were selected for core sampling: one directly in the center of the plot (under the main individual) and two on the opposite sides of the first sampling hole, at a distance of 50 cm from its center (Figure 3.2I). These samples were harvested using a core sampler, producing samples of 8 cm in diameter and 10 cm in height. At each location, three samples were taken at different depths, one at the top of the MRL (0–10 cm sample), one at a depth of 20 cm, and one at a depth of 35 cm (20–30 cm samples and 35–45 cm

samples, respectively). Due to the degree of compaction and degree of saturation of the deeper part of the MRL, some samples were difficult to obtain and are missing. Three to 9 cores per plot were sampled, for a total of 145 samples. Samples were washed and sieved to collect the roots, which were then scanned (Figure 3.2J). The produced images were analyzed using WinRHIZO (regular version, Regent Instruments Inc., Sainte-Foy, QC, Canada). This software provides a variety of root parameters such as the root volume density, RVD (total root volume / volume of soil sample), root length density, RLD (total root length/volume of soil sample), and mean root diameter. Roots were then oven-dried for 48 h at 65 °C to measure the dry root mass of the samples and calculate the root mass density, RMD (total root mass/volume of soil sample). Finally, to better understand the relation between aboveground and belowground vegetation parameters, a ratio of aboveground to belowground vegetation was used. Total aboveground vegetation was transformed in g/m<sup>2</sup> for each plot and divided by the mean RMD in the MRL (combined sampling depths and locations) (g/m<sup>3</sup>) to get this aboveground to belowground vegetation ratio (Av/Bv). This calculation was used because the more commonly used “root to shoot ratio” was not available since the PL was not sampled, and thus part of the root system was absent from the analysis.

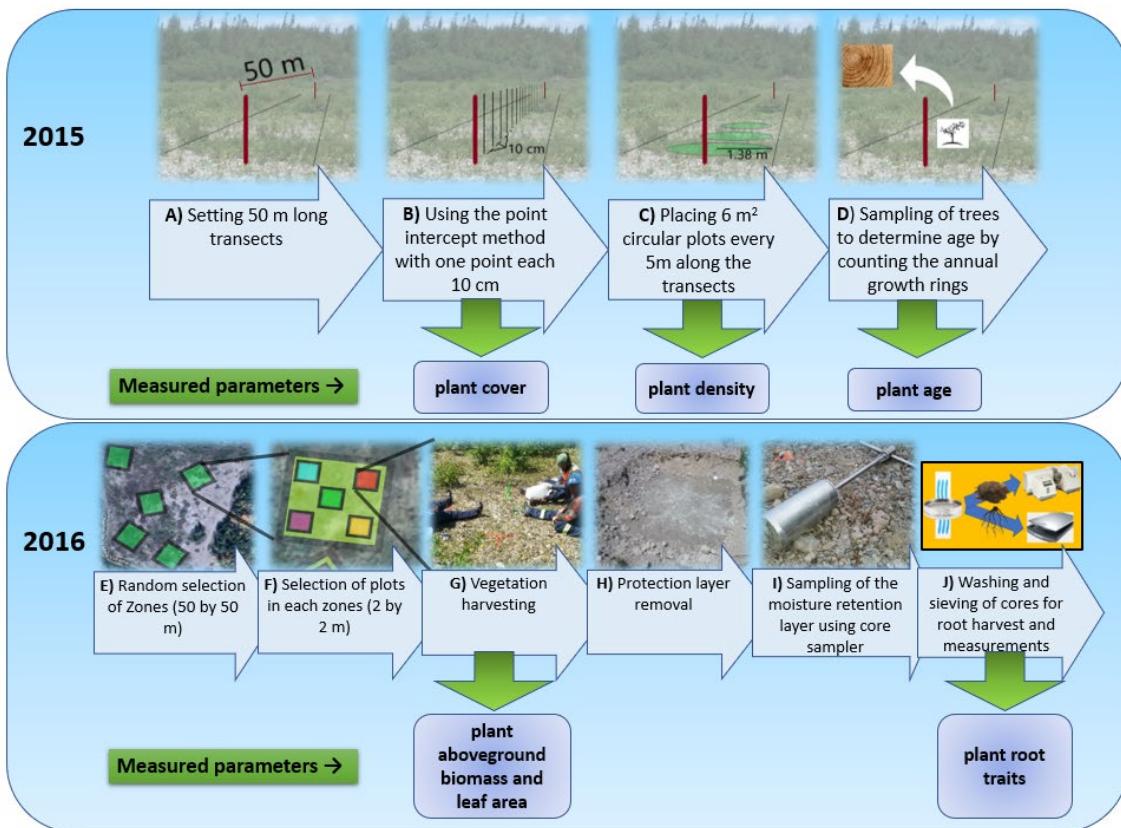


Figure 3.2 Methodological diagram showing the sequence of work and the measured parameters at each step that were done on the Lorraine mine site. (A) Transect setting (B) Plant cover measurement on transect (C) Plant density measurement on transect (D) Sampling of trees to determine plant age (E) Random selection of study zones (F) Selection of species plots (G) Harvesting of aboveground vegetation (H) Removing of the protection layer of the CCBE (I) Sampling of the moisture retention layer using a core sampler (J) Plant root analysis in lab

### 3.3.4 Statistical Analyses

Belowground and aboveground plant data were statistically analyzed using the OriginPro 2019 software (OriginLab, Northampton, MA, USA). Linear correlations and regressions were done to assess the relationships between the different parameters, specifically analyzing belowground parameters (RLD, RVD, RMD, average root diameter) with aboveground parameters (woody biomass, herbaceous biomass, height,

leaf area, leaf biomass). The Pearson test was used to discriminate the significant relationships using a signification threshold of 0,05. To deepen the analysis, ANOVAs were also performed. Aboveground parameter data showed normality and variance homogeneity and did not need to be transformed. However, root parameters were normalized to allow for ANOVA testing. Two way ANOVAs were performed on RLD, RVD, RMD, average root diameter, woody species biomass, herbaceous species biomass, total biomass, total leaf area, and Av/Bv using zone as the random factor and plot type (A, E, H, P and S) as the fixed factor . A three-way ANOVA was used to study the effect of sampling depth and plant type (fixed factors) with zone as the random factor, on the root parameters. In all cases, means comparisons were done using Fisher's test with an  $\alpha$  of 0,05.

### 3.4 Results

#### 3.4.1 Vegetation Colonization

Fifteen different woody species were present on site (*Salix* sp., *Abies balsamea* L. (Mill.), *Larix laricina* (Du Roi) K. Koch, *Alnus rugosa* (Du Roi) Spreng, *Populus balsamifera* L., *Pinus banksiana* Lamb., *Pinus resinosa* Aiton, *Populus tremuloides* Michx, *Betula papyrifera* Marshall, *Picea mariana* (Mill.) Britton, *Prunus pensylvanica* L. f., *Pinus strobus* L., *Comptonia peregrina* L., *Vaccinium* sp., *Kalmia* sp.). The woody plants were the most represented on the CCBE with a total contribution to plant cover of 51 to 75% (Tableau 3.1). Five different woody species dominated the site: *Populus balsamifera*, *Alnus rugosa*, *Populus tremuloides*, *Salix* sp., and *Picea mariana*, each contributing more than 10% to density (Figure 3.3). Four of these species were selected for the continuation of this study, including one per genus. *Populus balsamifera* was selected over *tremuloides* due to a higher density of individuals on site.

The woody species mean density reached five to eight individuals per square meters and, except for *Picea mariana*, conifers were less represented than broadleaved species, since broadleaved accounted for 86 to 88% of the woody individuals (Tableau 3.1). Total vegetation cover varied between 38 and 67%, depending on the water table depth (Tableau 3.1). Total vegetation cover included herbaceous cover, shrubs (*Salix* sp. and *Alnus rugosa* were considered shrubs), and trees (including *Populus balsamifera* and *Picea mariana*). The low value of vegetation cover does not seem to be attributable to the young age of the woody species. Indeed, it was shown that the woody species had time to colonize and grow on the PL with the mean age of woody species being greater than 6 years and some individuals being as old as the CCBE (Tableau 3.2). This means that some trees present on site had started growing some 15 years before the present measurement and a higher vegetation cover could have been expected.

Tableau 3.1 Vegetation cover (%), density (Number of individuals by m<sup>2</sup>), and contribution to cover and density (%) in July 2015 among zones of differing water table level (high, intermediate, low) on the CCBE constructed on the Lorraine abandoned mine site. Mean (Standard Error, S.E.), n = 4

Parameter	Unit	High	Interm.	Low
Total vegetation cover	%	67 (4,9)	48 (6,5)	38 (4,9)
Contributions by vegetation type				
Tree contribution to total vegetation cover	%	16 (2,1)	31 (4,2)	18 (3,9)
Shrub contribution to total vegetation cover	%	35 (4,4)	38 (7,1)	47 (10,2)
Herbaceous species contribution to total vegetation cover	%	49 (7,3)	31 (8,1)	35 (8,5)
Woody species density				
Total density	Nb.m <sup>-2</sup>	6 (1,3)	8 (2,1)	5 (1,8)
Broadleaved contribution to woody species density	%	86 (2,1)	86 (1,6)	88 (2,0)
Coniferous contribution to woody species density	%	14 (2,1)	14 (1,6)	12 (2,0)

Tableau 3.2 Mean and maximal ages of the shoot of four woody species occurring in July 2015 on the CCBE constructed on the Lorraine abandoned mine site. Mean (S.E.), n = 24. Means that do not differ at the 0,05 level are noted with the same letter

Species	Maximal Age of the Shoots in 2015 (Year)	Mean Age of the Shoots in 2015 (Year)
<i>Salix</i> sp.	14	7,3 (0,6) a
<i>Populus balsamifera</i>	11	5,6 (0,7) a
<i>Populus tremuloides</i>	13	6,8 (0,5) a
<i>Picea mariana</i>	16	10,7 (0,6) b

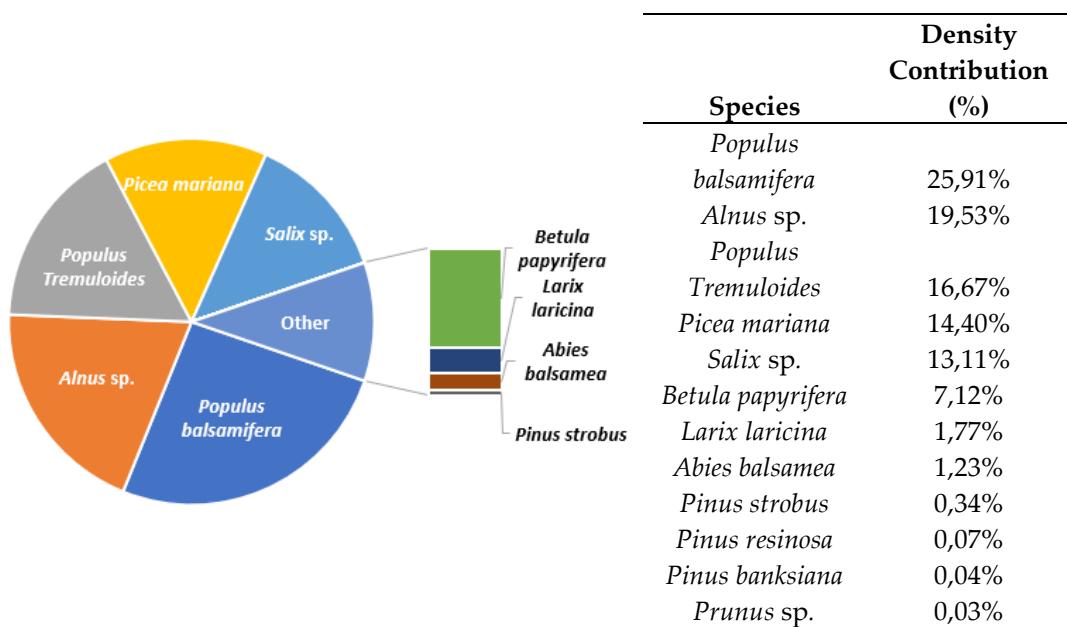


Figure 3.3 Average contribution of different woody species to the total density of woody species (%) occurring in July 2015 on the cover with capillary barrier effect constructed on the Lorraine abandoned mine site

### 3.4.2 Aboveground Parameters

Aboveground parameters showed a high variability across plots (Tableau 3.3). On all plots, the main woody individual represented more than 31% (with a mean of 66%, S.E. = 6%) of the total woody biomass. The four herbaceous plots had woody species present, but all were small. Woody biomass on those plots was either low ( $H_1 = 10$

Tableau 3.3 Minimal, mean, and maximal woody, herbaceous and total biomass on the 25 different plots on the cover with capillary barrier effect constructed on the Lorraine abandoned mine site. Mean (S.E.), n = 25

Parameter	Unit	Minimum	Mean	Maximum
Woody biomass	g/m <sup>2</sup>	0	66 (14)	263
Herbaceous biomass	g/m <sup>2</sup>	0,7	41 (12)	160
Total biomass	g/m <sup>2</sup>	1,4	101 (15)	284

Tableau 3.4 Minimal, mean, and maximal height, leaf biomass, leaf area and biomass of every sampled individual of the four main studied species on the cover with capillary barrier effect constructed on the Lorraine abandoned mine site. Mean (S.E.).

*P. mariana* has no leaf area presented because leaf area was only measured for broadleaved species

Parameter	Number of individuals	Minimum	Mean	Maximum
Height (cm)				
<i>Alnus</i> sp.	n = 25	10,2	96,7 (16,3)	255,5
<i>P. mariana</i>	n = 20	8,9	29,8 (4,3)	78,7
<i>Populus</i> sp.	n = 35	10,0	61,8 (10,8)	234,0
<i>Salix</i> sp.	n = 12	22,0	101,7 (27,3)	261,6
Leaf biomass (g)				
<i>Alnus</i> sp.	n = 25	0,3	76,8 (19)	371,6
<i>P. mariana</i>	n = 20	0,1	36,9 (11,1)	175,0
<i>Populus</i> sp.	n = 35	0,1	42,5 (14,6)	400,0
<i>Salix</i> sp.	n = 12	0,6	46,9 (23,5)	280,0
Leaf area (m <sup>2</sup> )				
<i>Alnus</i> sp.	n = 25	0,002	1,02 (0,27)	5,36
<i>P. mariana</i>	n = 20	N.A.	N.A.	N.A.
<i>Populus</i> sp.	n = 35	0,002	0,60 (0,21)	6,32
<i>Salix</i> sp.	n = 12	0,004	0,58 (0,26)	2,80
Biomass (g)				
<i>Alnus</i> sp.	n = 25	0,36	98,2 (22,7)	408
<i>P. mariana</i>	n = 20	0,13	39,9 (11,1)	176
<i>Populus</i> sp.	n = 35	0,11	57 (17,5)	442
<i>Salix</i> sp.	n = 12	2,44	72,3 (32,3)	359

Note: N.A.: not applicable

g/m<sup>2</sup>, H3 and H5 = 1 g/m<sup>2</sup>) or in the mid-range for H2 at 34 g/m<sup>2</sup>. On all plots, the measured herbaceous biomass and woody biomass showed similar variations (Tableau 3.3). *Alnus* sp.'s mean height, leaf biomass, leaf area, and individual biomass were 96,7

(16,3) cm, 76,8 (19) g, 1,02 (0,27) m<sup>2</sup>, and 98,2 (22,7) g, respectively. For *Salix* sp., its mean characteristics, following the same order, were, 101,7 (27,3) cm, 46,9 (23,5) g, 0,58 (0,26) m<sup>2</sup> and 72,3 (32,3) g (Tableau 3.4). Tableau 3.3 shows a high variability in aboveground parameters from one plot to another, especially in view of the high standard error around the means. Some standard errors were bigger than the mean of the parameter. However, some plot types still statistically differed from others. The first statistical observation was that the mean aboveground biomass of woody species was at least five times higher in plots dominated by *Alnus* and *Salix* compared to plots dominated by *Picea* and herbaceous species ( $p=0,02$ , Figure 3.4). Other aboveground vegetation parameters [main individual's aboveground biomass, herbaceous biomass, total biomass (Figure 3.4), and total leaf area and biomass] were not significantly affected by the plot's dominant species.

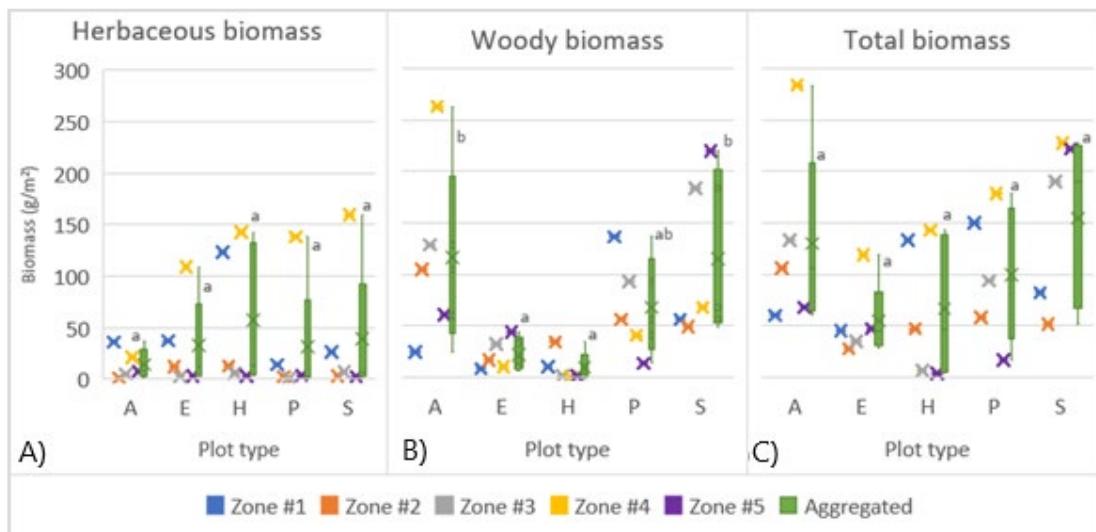


Figure 3.4 Aboveground biomass (A) from herbaceous species, (B) from woody species and (C) total plant biomass for each plot type [*Alnus rugosa* (A), *Picea mariana* (E), Herbaceous (H), *Populus balsamifera* (P), and *Salix* Sp. (S)] and Zone (1 to 5). Crosses represent specific plot points with a color for each zone. Boxplots represent the aggregated results for each plot type ( $n = 5$ ). On the aggregated results bars, means that do not differ at the 0,05 level are noted with the same letter (a < b)

### 3.4.3 Belowground Parameters

Like aboveground parameters, belowground parameters varied greatly across plots, which is illustrated by high S.E. around means (Tableau 3.5). Minimum RLD, RVD, and RMD were 8,2 m/m<sup>3</sup>, 0,2 cm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>, and 0,2 g/m<sup>3</sup>, respectively. Maximum RLD, RVD, and RMD were 5301 m/m<sup>3</sup>, 1383 cm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>, and 239,1 g/m<sup>3</sup>, respectively, and were all encountered at the 0 to 10 cm sampling depth (Tableau 3.5). Both RLD and RMD spanned across values differing by two orders of magnitude (maximums being an average of 450 times bigger than their respective minimums), but RVD had the largest range with the highest value point being more than 2000 times larger than the minimum value. However, plot type and sampling depth could explain some of the variability.

The root colonization intensity in terms of mean RLD, RVD, and RMD were, respectively, eleven, nine, and seven times higher in the top 10 cm of the MRL (all  $p < 0,001$ , Figure 3.5) compared to deeper sampling depths for all plot types and zones. That is, there was no significant interaction between sampling depth and plot type or zone. Since the deeper parts of the MRL were sparsely colonized, the analyses of the plot type effect were performed using the top samples (0–10 cm). Thus, all further results shown here present data from the 0 to 10 cm depth samples.

Tableau 3.5 Minimal, mean, and maximal root length density (RLD), root volume density (RVD), and root mass density (RMD) aggregated by sampling depths under the 25 plots of the cover with capillary barrier effect constructed on the Lorraine abandoned mine site. Mean (S.E.), n = 64 for 0–10 depth, n = 47 for 20–30 depth, n = 33 for 35–45 depth

Depth	Parameter	Unit	Minimum	Mean	Maximum
0–10 cm	RLD	m/m <sup>3</sup>	17	1489 (184)	5301
	RVD	cm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	0,6	195 (35)	1383
	RMD	g/m <sup>3</sup>	0,2	31 (5)	239,1
20–30 cm	RLD	m/m <sup>3</sup>	8,2	130 (20)	610
	RVD	cm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	0,2	21 (6)	231
	RMD	g/m <sup>3</sup>	0,2	4,1 (1)	29
35–45 cm	RLD	m/m <sup>3</sup>	17	97 (18)	512
	RVD	cm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	0,6	12 (3)	79
	RMD	g/m <sup>3</sup>	0,2	4,6 (1)	30

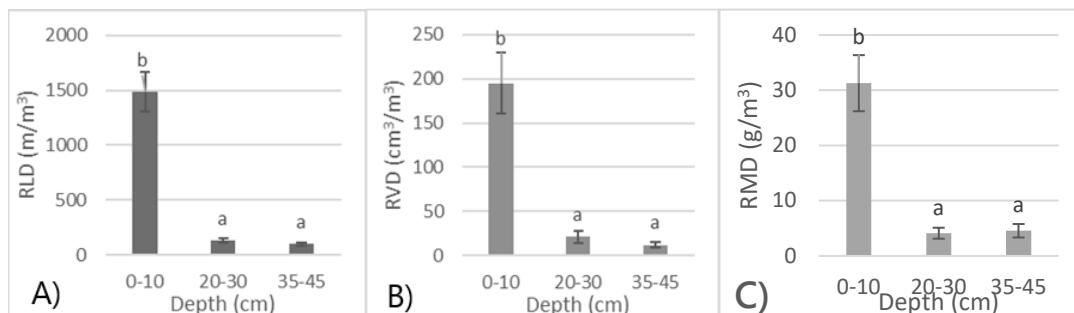


Figure 3.5 (A) Root length density (RLD), (B) root volume density (RVD), and (C) root mass density (RMD) for the different plots grouped by sampling depth. Mean (n  $\geq 33$ ). Bars denote SE. Means that do not differ at the 0,05 level are noted with the same letter (a < b)

The mean RLD was two times higher in plots dominated by *Salix* compared to plots dominated by *Alnus*, herbaceous plants, and *Picea* ( $p = 0,04$ , Figure 3.6), while the mean RVD and RMD did not differ at the 0,05 level across plot types (Figure 3.6). For all plot types, the variability across sampling locations was high (except for E plots) and in the same range as across sampling zones (Figure 3.7). For example, in the S1 plot, the RLD values were  $1074 \text{ m/m}^3$ ,  $1491 \text{ m/m}^3$ , and  $5301 \text{ m/m}^3$  at locations 50 cm from each other. Finally, the root average diameters were not impacted by plot type or

sampling depth ( $p > 0,05$ ). To deepen the analysis, the data were separated into two categories: roots with diameters over 1 mm (coarse roots), and roots with diameters under 1 mm (fine roots) (Figure 3.6). Coarse roots length represented 15% (S.E. = 1,6%) of total length of roots and was not impacted by plot type or sampling depth ( $p > 0,05$ ). The same lack of impact was observed on the coarse roots' length density.

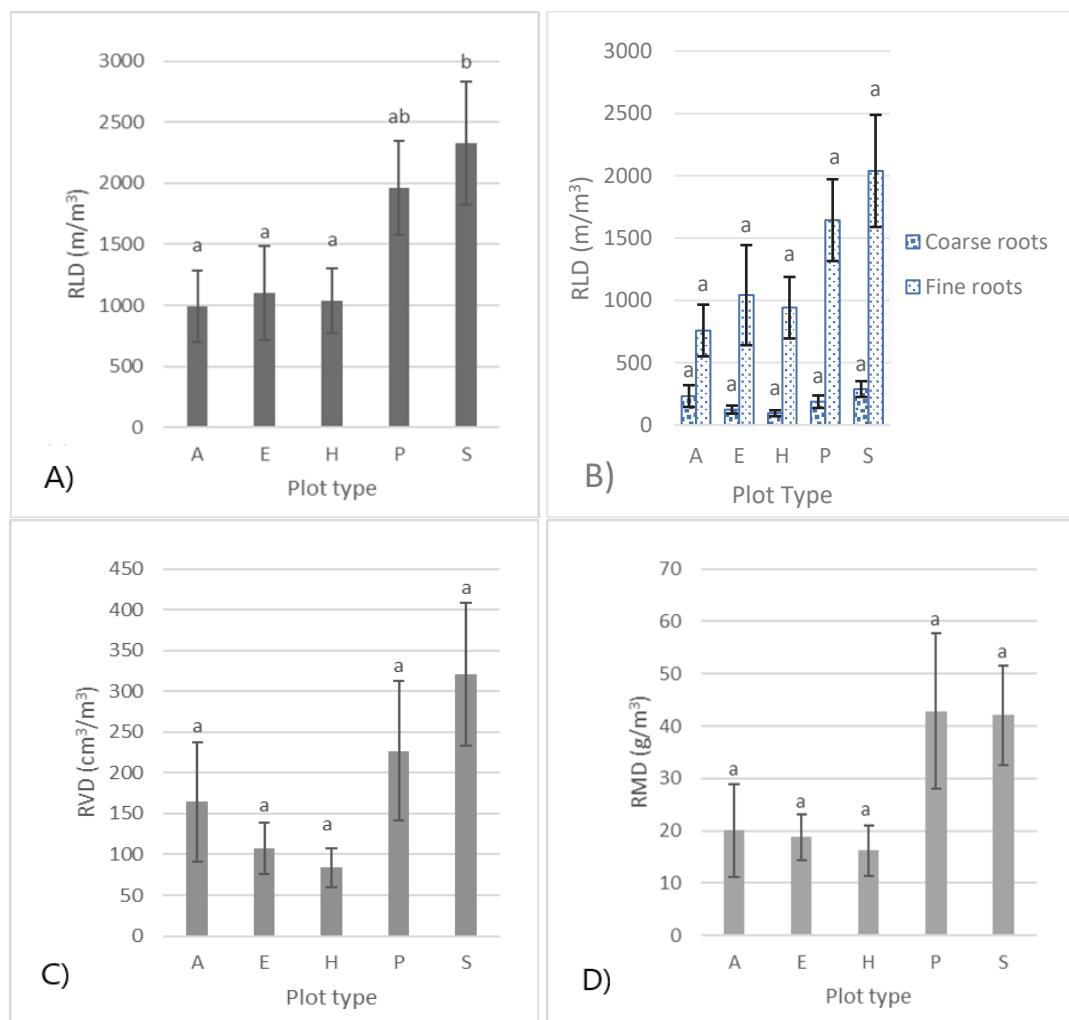


Figure 3.6 (A) Root length density (RLD); (B) RLD divided into fine root length density (fine dotted bars) and coarse root length density (coarse dotted bars); (C) root volume density; and (D) root mass density (RMD) at 0–10 cm depth for each plot type [*Alnus rugosa* (A), *Picea mariana* (E), Herbaceous (H), *Populus balsamifera* (P) and *Salix* Sp. (S)]. Mean ( $n \geq 12$ ). Bars denote S.E. Means that do not differ at the 0,05 level are noted with the same letter (a < b)

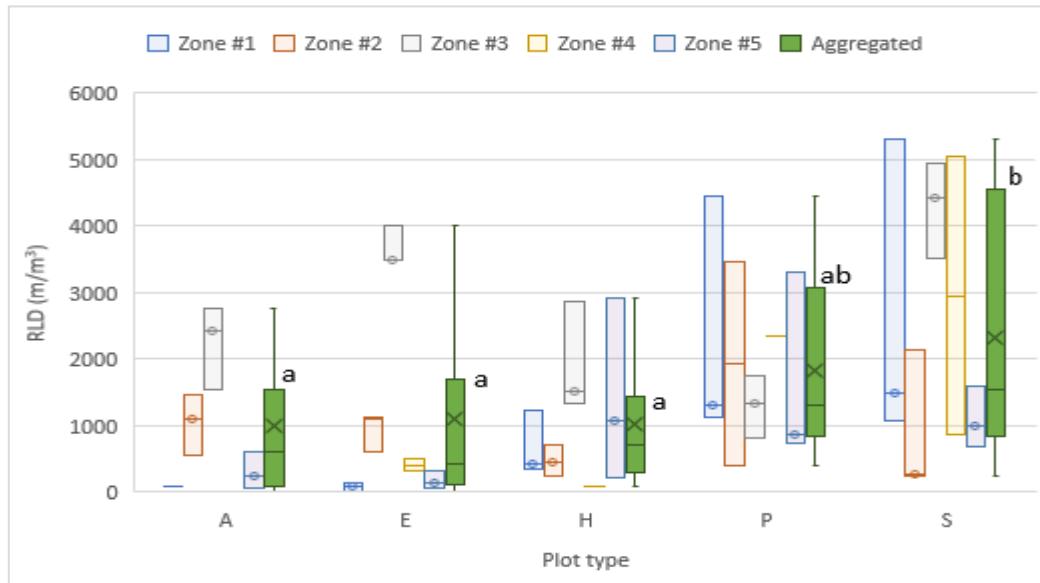


Figure 3.7 Root length density (RLD) at 0–10 cm depth of MRL for each plot type [*Alnus rugosa* (A), *Picea mariana* (E), Herbaceous (H), *Populus balsamifera* (P) and *Salix* Sp. (S)] and each Zone (1, 2, 3, 4, and 5). Lines represent plots with one data point. Box without middle dot represent plots with two data points. Box with dots represent plots with all three data points. The green boxes are the aggregated RLD values for all plots of the presented type,  $n \geq 11$

### 3.4.4 Aboveground and Belowground Interactions

The mean Av/Bv of *Alnus*-dominated plots was ten times higher than the *Picea mariana*, *Populus balsamifera*, and *Salix* Sp. plots ( $p = 0,04$ , Figure 3.8). Most linear regression tests between aboveground and belowground parameters were not statistically significant due to the high variability found in the data, as shown in Figure 3.7. However, the aboveground woody biomass had a slight positive linear relationship with the RVD in the MRL with a Pearson correlation factor of 0,45 ( $p\text{-value} = 0,03$ ). Moreover, by removing *Alnus* plots from the previous analysis, the relationship became stronger with a Pearson correlation factor of 0,76 ( $p\text{-value} < 0,001$ ). Some weaker relations could be found using an  $\alpha$  threshold of 0,10 and are presented in Tableau 3.6.

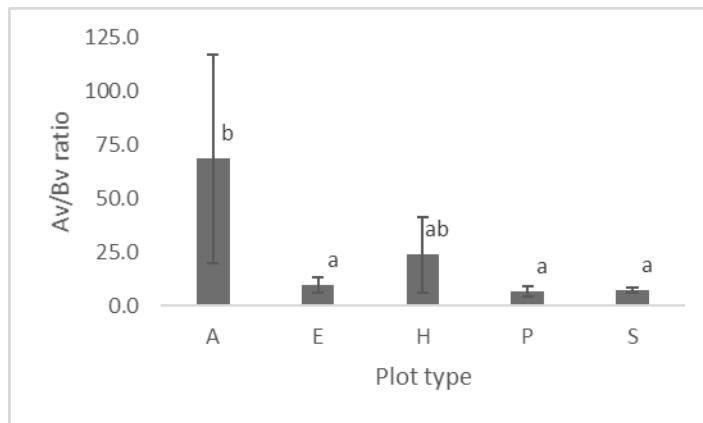


Figure 3.8 Aboveground vegetation on belowground vegetation ratio (Av/Bv) for each plot types [*Alnus rugosa* (A), *Picea mariana* (E), Herbaceous (H), *Populus balsamifera* (P), and *Salix* Sp. (S)]. Means ( $n = 5$ ). Bars denote S.E.# Means that do not differ at the 0,05 level are noted with the same letter (a < b)

Tableau 3.6 Relations between aboveground and belowground parameters that are significant if using  $\alpha = 0,10$

1st Parameter	2nd Parameter	n	Correlation Statistics	
Aboveground Woody Biomass (g/m <sup>2</sup> )	Mean RMD (g/m <sup>3</sup> )	25	Pearson r	0,34
	p-value			0,09
Mean Woody leaf area (cm <sup>2</sup> )	Log mean RLD (m/m <sup>3</sup> )	25	Pearson r	0,50
	p-value			0,06
Aboveground Woody Biomass (g/m <sup>2</sup> )	Mean RVD (cm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	25	Pearson r	0,45
	p-value			0,03

### 3.5 Discussion

#### 3.5.1 Vegetation Colonization on the CCBE

The main species of trees found on the CCBE were *Populus balsamifera* (26% contribution), *Alnus* sp. (20% contribution), *Populus Tremuloides* (17% contribution), *Picea mariana* (14% contribution) and *Salix* sp. (13% contribution). Together, they account for about 90% of all trees on site. The results showed that *Alnus* sp.-dominated and *Salix* sp.-dominated plots both presented a higher degree of aboveground woody biomass production on the CCBE. Their ability to fix nitrogen (*Alnus* sp.) and their

resistance to low nutrient environment (*Salix* sp.) could also explain their increased growth. However, *P. mariana* is also included in the pioneer species for this CCBE, but presents a low level of biomass, which could be explained by the fact that *P. mariana* is a slow-growing species (Bonan et Sirois 1992, Black et Bliss 1980) and was not expected to grow significantly, even if it was one of the first species to colonize the CCBE. These observations are in line with other works describing natural colonization over mining soil in boreal forest climate (Smirnova et al. 2011, Young et al. 2012, Kovář et al. 2011). It is also interesting to notice the similitude between the vegetation present on the CCBE and the vegetation reported by other works made on glacier retreat sites (Jones et Del Moral 2005).

Because it leaves coarse soils on which primary vegetation succession occurs (Chapin et al. 1994, Huang et al. 2011), glacier retreat in Alaska could be a good analogue of an installed CCBE in the boreal or mixed forest zone. Indeed, the soil left by glacier retreat presents similar constraints to plant establishment, including a low water retention capacity (Egli et al. 2006, Frenot et al. 1995) and low N and C concentrations (Boy et al. 2016). Since the soil left by the retreat of a glacier has low nutrient concentrations, it is usually colonized by species with low nitrogen demand like *Salix* sp. (Song et al. 2017) and associated with N-fixing bacteria such as *Alnus* sp. (Huang et al. 2011, Porter et al. 2013). Further away from the glacier, at a location that represents a slightly later stage of succession, the nutrient concentrations of the soil increase. Species requiring more nutrients, such as *Populus* sp., are usually more represented there (Song et al. 2017). However, since the main water source (the glacier) is further away and the soil is made of coarse material, water is scarcer. In that case, water-stress-resistant species, such as *Picea mariana*, can also be seen (Young et al. 2012). As the CCBE ages, the same evolution from low nutrient to higher nutrient concentrations is likely to be observed but the rate at which such evolution would occur is not well-defined.

It was also observed that the total vegetation cover was still low (from 38 to 67%), despite some woody individuals being older than 10 years. Since the density of woody species was high (five to eight individuals/m<sup>2</sup>), a higher degree of vegetation cover would have been expected. The low vegetation cover might be due, in part, to low water content in the PL for shallow-rooted plants, and to restricted seedling growth by nutrient limitations, especially nitrogen (Bradshaw 1983). Indeed, the low level of soil N would limit the extension growth of vegetation (Kendle et Bradshaw 1992). Furthermore, if light is not a limiting factor such as on the present cover, N will limit plant growth but not survivability (Walters et Reich 2000), producing low levels of vegetation cover for a relatively high level of woody species density. All these findings align well with previous work on vegetation succession after glacier retreat in a boreal or temperate forest environment.

The main difference between the natural glacier retreat vegetation succession and what was observed here is the higher vegetation cover and the high density of *Populus* spp. In succession following a glacier retreat, the expected vegetation cover after 17 years is about 25% (Jones et Del Moral 2005) which is below the 38 to 67% observed here.

The colonization success might be due to the proximity of mature forests to the CCBE, which would help garner seeds on the PL. Indeed, *Picea mariana* (Payandeh et Haavisto 1982) and *Alnus* sp. (McVean 1955) both have an estimated maximum seed dispersion distance of around 100 m. However, it is understood that the bulk of the seeds will fall at a shorter range of about 20 to 30 m (Shearer 1986) and that almost no individuals will be found further away. Therefore, some woody species' colonization on a glacier retreat may be restricted to the area close to the remaining vegetation, including seed bearers. Whereas human-made disturbances occur on smaller areas and plant recolonization may less suffer from the distance from seed bearers.

### 3.5.2 Species Root Depth Colonization

Regarding the depth of root colonization, the results observed on the CCBE were opposite to what was predicted in the first hypothesis. Indeed, roots were found in the MRL under both woody- and herbaceous-dominated plots, which was not expected. When compared to other plot types, herbaceous-dominated plots were not statistically different in term of root colonization (RLD, RVD, and RMD). Even if herbaceous species usually have shallower rooting depth than woody species (Canadell et al. 1996), colonization by herbaceous species roots as deep as 80 cm in natural soil (Lezberg et al. 1999) and up to 50 cm in mine tailings (Guittonny 2018) has been observed. Moreover, tree roots could also be present in the MRL under herbaceous-dominated plots thanks to a greater horizontal growth of woody roots when reaching the interface of the water table (Mishra et al. 1997, Mishra et al. 1999). The results did however follow what was predicted in the second hypothesis. The roots were able to reach the MRL, and root colonization sharply decreased with depth.

The top 10 cm of the MRL is well colonized by roots for all root parameters (RLD, RVD, RMD). However, the roots leave the deeper parts of the MRL only lightly colonized. When considering the impact those roots could have on the performance of the CCBE, the fact that the roots almost exclusively colonize the top 10 cm of the MRL could leave the CCBE's performance nearly intact. However, this might not hold true in the long term. One of the genera that could present a problem in the long run seems to be *Salix* sp. for three main reasons. First, plots dominated by *Salix* sp. presented a statistically higher RLD than the other species. Second, *Salix* sp. is known to have a high degree of water uptake (Pauliukonis et Schneider 2001), which could drain the MRL's water. Third, *Salix* sp. roots are able to survive in anoxic environments such as water-saturated MRL (Jackson et Attwood 1996). This could perhaps bring down the saturation level of the MRL and, given that the water in that layer both limits oxygen migration and root growth, could have severe consequences. On the other hand, as near-

surface soils develop water holding capacity, water scarcity in the PL could be expected to decrease, possibly reducing rooting pressure on the MRL. Follow-up in the longer term may thus be needed.

### 3.5.3 Correlation between Aboveground and Underground Vegetation

The main finding is that aboveground vegetation parameters are not a good indicator of root colonization in the MRL. The relative lack of correlation between the aboveground and belowground levels could be explained by the previously mentioned root horizontal growth, which could create relatively homogenous root colonization across the site. However, some linear correlation with a low level of significance was found between RVD at the 0 to 10 cm depth of the MRL and the aboveground woody biomass. In this case, the interesting part of this relation is the rise of the correlation value if *Alnus* sp. is removed from the analysis. This increase in correlation shows a different dynamic between aboveground vegetation and MRL belowground vegetation specifically in *Alnus* sp.-dominated plots. Those plots were shown to have a very different ratio of aboveground vegetation to belowground vegetation. *Alnus* sp. presented high aboveground biomass and average (if not below average) belowground biomass in the MRL. This high level of aboveground biomass is explained by the fact that *Alnus* sp. can fix nitrogen, and thus was not limited in its growth by the lack of soil nitrogen. However, it is important to realize that *Alnus* sp. roots mainly colonize the top 30 cm of soil (Amato et al. 2008, Naghdi et al. 2013, Rytter 1989). Since that top 30 cm represents the PL of the CCBE, it is quite possible that most of *Alnus* sp. root biomass was concentrated in the PL and thus did not appear in the present analysis.

## 3.6 Conclusions

This research studied the vegetation colonizing a 17-year-old CCBE, in the boreal mixed forest both at the above- and belowground levels. A better understanding of vegetation (especially root) colonization on an engineered cover such as this one is

crucial to predict the long-term performance of the CCBE. It was found that vegetation succession on a CCBE in a mixed boreal forest biome resembles the succession pattern after a glacier retreat in the same biome. The main difference being that after 17 years, *Populus* sp. dominated the vegetation in terms of cover, but the overall cover of the vegetation remained low (mean cover 38–67%). The root colonization of the MRL occurred under all types of vegetation tested, including herbaceous plants, but it was concentrated in the first 10 cm, which may limit vegetation effect on the performance of the CCBE 17 years after its construction. Amongst the species that were analyzed, *Salix* sp. seemed to be of particular concern. Under *Salix* sp.-dominated plots, RLD was higher than under plots dominated by other woody species. Since *Salix* sp. can survive in an anoxic environment such as the saturated MRL, this could imply that, with time, an increase of RLD could be seen. This augmentation in the root colonization intensity could desaturate the top of the MRL, creating more favorable conditions (less anoxic) for roots of other species to colonize the MRL. Finally, it could be difficult to predict root colonization of the MRL based on aboveground vegetation development because above- and belowground (in the MRL) vegetation parameters did not appear well correlated. Therefore, further analysis of the impact of roots on a CCBE or other engineered cover should include sampling and analyses of root colonization of functional layers.



## CHAPITRE 4

### ARTICLE 2 : IMPACT OF ROOTS ON HYDROGEOLOGICAL PARAMETERS SUPPORTING THE PERFORMANCE OF A COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS<sup>2</sup>

Après avoir mis en évidence dans le chapitre 3 que la CRH était colonisée par les racines, l'impact de ces racines sur les propriétés hydrogéologiques de la CRH se doit d'être analysé afin de comprendre les répercussions que cela pourrait engendrer sur le fonctionnement de la CEBC. Dans ce chapitre, les liens entre les paramètres racinaires (RLD, RVD, RMD) et les propriétés hydrogéologiques sont explorés à travers des essais en perméamètres à paroi flexible et des tests de rétention d'eau en cellules Temps sur des échantillons non remaniés. Les informations obtenues avec cette partie de l'étude viennent confirmer l'hypothèse que la colonisation racinaire, particulièrement le RLD, peut augmenter la conductivité hydraulique saturée et diminuer l'AEV de la CRH. Ce chapitre consiste en un article qui a été publié dans *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* en 2021 par Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B. and Maqsoud, A.

---

<sup>2</sup> Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B. and 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), p.04021069.

#### 4.1 Abstract

One of the main environmental risks related to the surface storage of reactive mine tailings is acid mine drainage (AMD). AMD generation is often managed by limiting oxygen access to the reactive tailings. To do so, engineered cover systems such as covers with capillary barrier effect (CCBEs) can be used. Over time, plants may colonize CCBE materials as a result of natural or assisted processes. Plant roots can have an impact on the hydrogeological properties that govern the performance of a CCBE, including saturated hydraulic conductivity ( $k_{sat}$ ) and water retention curves (WRC). In the present work, flexible wall permeameters and water retention tests were used to characterize the moisture-retaining layer (MRL) of a CCBE colonized by roots. The obtained hydrogeological properties were compared with root colonization measurements using 2-D and 3-D root trait analysis techniques. Results showed that coarser root (diameter > 0,5 mm) length density had a positive linear correlation with  $k_{sat}$  ( $R^2 = 0,90$ ) and that, as total root length density (RLD) increased, air entry values dropped ( $R^2 = 0,70$ ). Desorption rates were also shown to decrease with increasing RLD. Although these results suggest that the hydrogeological properties of the studied MRL were not significantly affected by roots seventeen years after construction, they also suggest that, with time, roots could eventually have a negative impact on a CCBE's performance, and that further research is needed.

#### 4.2 Introduction

One of the biggest environmental risks in the storage of mine tailings is the formation of acid mine drainage (AMD). AMD is generated through the oxidation of sulfide minerals when they are exposed to atmospheric oxygen and water and is usually characterized by low pH values along with high metal and sulfate concentrations (Blowes et al. 2003, Demers et al. 2009; Kleinmann et al. 1990). In humid, temperate climates, such as that of Québec (Canada), positive water budgets (i.e., greater precipitation than evaporation; Government of Canada 2016) make it difficult to

prevent water from infiltrating into tailings. Therefore, limiting oxygen migration into reactive tailings is usually the preferred reclamation approach in such environments (Aubertin et al. 2016; Johnson and Hallberg 2005).

Several techniques currently exist for controlling oxygen migration including water covers (e.g., Aubertin et al. 1999; Awoh et al. 2012) and engineered cover systems (Yanful et al. 1999; Aubertin et al. 1995). The latter includes monolayer covers with an elevated water table (e.g., MEND 1996; Ouangrawa et al. 2006; Demers et al. 2008; Ethier et al. 2018) and covers with capillary barrier effects (CCBEs; e.g., Nicholson et al. 1989; Yanful et al. 1993a, 1993b, 1999; Aubertin et al. 1995; Bussière et al. 2003, 2006; Maqsoud et al. 2011). A CCBE is a multilayered oxygen barrier cover and its effectiveness is related to its capacity to maintain a fine-grained moisture-retaining layer (MRL) at a high degree of saturation ( $S_r$ ). The saturation of the MRL limits oxygen fluxes passing through it since oxygen migrates  $10^3$  to  $10^4$  times more slowly in water than in air (Hillel 1998; Mbonimpa et al. 2003). This reduces the oxygen flux through the CCBE and thus the oxidation of sulfide minerals in the reactive tailings below the cover.

Although five or more layers can be included in CCBE designs (Aubertin et al. 1995), most CCBEs are comprised of a minimum of three layers: a top protective layer (PL), a bottom capillary break layer (CBL) and an MRL that sits between these layers. The CBL and the PL are made of coarse-grained materials which help the MRL to keep a high  $S_r$  through capillary barrier effects created at the interface between coarse-grained and fine-grained layers (Aubertin et al. 1995; Bussière et al. 2003). In a well-designed CCBE, the coarse-grained material (in the PL and CBL) reaches its residual water content before the fine-grained MRL starts to drain (Bussière et al. 2003). In this configuration, water cannot easily flow from the MRL down or up into the coarse-grained materials due to the low hydraulic conductivity at low water content. Therefore,

water remains trapped in the MRL (Morel-Seytoux 1992) and helps to reduce the oxygen flux diffusion (Nicholson et al. 1989).

After their construction, CCBEs must support natural (Proteau et al. 2020b) or assisted recolonization (Tordoff et al. 2000) by vegetation. It has been demonstrated that, despite the possible influences of vegetation, well-designed CCBEs usually meet or exceed performance standards in the short and medium term (Dagenais et al. 2001; Bussière et al. 2006, 2009; Proteau et al. 2020a). In the longer term, the hydrogeological properties controlling the effectiveness of CCBEs, such as the saturated hydraulic conductivity ( $k_{sat}$ ) and water retention curve (WRC) of the MRL, could be impacted by root colonization (Ni et al. 2019, Ng et al. 2016, Bodner et al. 2014, Gao et al. 2018, Ni and Ng 2019, Jotisankasa and Sirirattanachat 2017). Fine roots (diameters < 2 mm in Lambers et al. 2008) can lower the degree of saturation via water consumption (Lambers et al. 2008), and plants with a mean root diameter above 0,39 mm can increase the occurrence of macropores (Bodner et al. 2014, Shao et al. 2016). Root decay could create connected pathways that modify pore distribution, thus increasing  $k_{sat}$  values and decreasing air entry values (AEVs) (Ni et al. 2018, Angers and Caron 1998; DeJong et al. 2015, Ni et al. 2019, Jassogne et al. 2007; Ghemest et al. 2011). On the other hand, the presence of vegetation and growing roots could lower the hydraulic conductivity of a soil (Ni et al. 2018, Rahardjo et al. 2014, Leung et al. 2015a, Leung et al. 2015b). Prior work has shown that actively growing fine roots (criteria used in those paper:diameter < 1 mm) reduce porosity by occupying pore spaces (Ng et al. 2016, Archer et al. 2002, Lu et al. 2020), which can reduce the saturated hydraulic conductivity (Leung et al. 2015a). Thus, it is apparent that the effects of roots on the hydrogeological properties that govern the performance of CCBEs are complex and are a function of root diameter and decay patterns. However, in general, with time, the  $k_{sat}$  in constructed covers is expected to rise due to increasing root diameters and turnover as plant communities age (Ni et al. 2018; Ni and Ng 2019, Lu et al. 2020, Hu et al. 2020). Hence, cover systems evolve towards greater infiltration

rates with ecological processes, including root colonization (DeJong et al. 2015, Benson et al. 2007, Benson et al. 2011). While the influence of roots on the hydrological properties of covers has been investigated, their influence on gas migration is much less well understood. It is hypothesized that the evolution of pore sizes will eventually favor gas migration, but roots can also consume a part of diffusive oxygen fluxes (Proteau et al. 2020a). The interaction between roots traits and oxygen migration can therefore be seen as complex.

In a boreal forest biome, such as the one present in Québec (Canada), plants have root systems that are generally concentrated in the first 50 cm of soil (Jackson et al. 1996, Strong and La Roi 1983). Seventeen years after construction, root colonization under tree species like balsam poplars (*Populus balsamifera* L.) and willows (*Salix* sp.) was found to be limited to the first 10 cm of a CCBE's MRL, or 30-40 cm from the soil's surface (Proteau et al. 2020b). However, these tree species generally have deeper root systems (Jackson et al. 1996) that can reach depths of 75 to 200 cm (Strong and La Roi 1983). This may be explained by the fact that roots can have trouble growing in a nearly saturated media due to a lack of oxygen (Mishra et al. 1999, Schwintzer and Lancelle 1983); these conditions are typical of those found in an MRL. Thus, root colonization in a CCBE could display unique growth patterns that are relevant to understanding the material's hydrogeological properties. In addition, it was shown recently that deep root development can be delayed or reduced in layered soils at mine sites (Guittonny-Larchevêque and Lortie 2017, Guittonny-Larchevêque et al. 2016b, Proteau et al. 2020b). Vertical heterogeneities in the textures of layered materials, like those present in CCBEs, can change the lateral spreading of tree roots (for example, more roots may be present at the interface between soil and waste rocks, Guittonny-Larchevêque and Lortie 2017). Therefore, the root colonization intensity and quality in the MRL, as well as the roots' effects on the MRL's hydrogeological properties, are poorly documented and difficult to predict.

The main goal of this study was to characterize root colonization in a seventeen-year-old CCBE's MRL and relate the observed root traits to modifications in the MRL's hydrogeological properties. Following its construction (at an abandoned mine site in Québec, Canada), the CCBE was gradually colonized by surrounding vegetation from the mixed temperate forest. The relationships between the plant root traits of roots colonizing the MRL (i.e., RLD, biomass, and diameter) and the hydrogeological properties influencing water percolation and oxygen migration (i.e.,  $k_{sat}$ , and WRC properties such as AEV, shape parameters, and desorption rate) were investigated. The present interdisciplinary work links unsaturated and saturated hydrogeological parameters with plant biology. A methodological approach combining root colonization and hydrogeological properties ( $k_{sat}$  and WRC) measurements on the same samples was developed.

The main research hypotheses are: i) under the woody vegetation colonizing the CCBE, as RLD increases,  $k_{sat}$  will also increase due to possible macropore formation, and ii) as macropores occur, the WRC shape will change and the AEV will decrease.

### 4.3 Materials and methods

#### 4.3.1 Study site

In 1999, a CCBE was built to reclaim the abandoned tailings storage facility (TSF) at the Lorraine mine site located close to Latulipe-et-Gaboury in the Témiscamingue region of Québec, Canada ( $47^{\circ} 24' 00''$  North,  $79^{\circ} 00' 00''$  West). Silver, gold, copper, and nickel were extracted during operations from 1964 to 1968, leaving approximately 600,000 tons of acid generating tailings in the TSF ( $0,15 \text{ km}^2$ ; Dagenais et al. 2001; Genty et al. 2016). The Québec Government (Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec) assessed reclamation options for this site in 1999 and decided to reshape the TSF, build a CCBE, install limestone drains for the passive treatment of acidic effluents, and implement a monitoring program (Dagenais et al. 2001, Bussière

et al. 2009). Now, the site has returned to a semi-natural state and native vegetation grows overtop of the CCBE. The site is located in the Balsam fir-yellow birch domain and is surrounded by a mixed temperate forest (MFFP, 2016). A mature jack pine plantation can be found nearby (Guittonny-Larchevêque et al. 2016a). The CCBE's colonization by native vegetation was first studied between 2003 and 2008 (Smirnova et al., 2011) then in 2015 (Guittonny-Larchevêque et al. 2016a, Proteau et al. 2020b); both studies aimed at identifying the dominant plant species and determining their cover and density levels. The average monthly precipitation at the site varies between a minimum of 36 mm in February and a maximum of 96 mm in August, for a yearly total of 837 mm. The average daily temperature varies between -15 °C in January and 18 °C in July (Government of Canada, 2016).

The main objective for the present CCBE is to have a maximum oxygen flux reaching the reactive tailings of no more than 20 to 40 g/m<sup>2</sup>/year by maintaining a minimum  $S_r$  of 85% in the MRL (Nastev and Aubertin, 2000; Dagenais et al. 2001). Before the CCBE's construction, the different materials were characterized for their grain-size distribution (GSD) [GSD parameters: D<sub>10</sub>, D<sub>60</sub> (grain diameter at 10% and 60% passing, respectively) and Cu (uniformity coefficient = D<sub>60</sub>/D<sub>10</sub>)], effective diffusion coefficient (D<sub>e</sub>), k<sub>sat</sub>, WRC, and specific gravity (G<sub>s</sub>). A three-layered design (Figure 4.1) was selected, and was comprised, from top to bottom, of: (1) a 30-cm-thick sand and gravel protection layer used to minimize the effects of evaporation and erosion on the MRL; (2) a 50-cm-thick non-plastic silt moisture-retaining layer; and (3) a 30-cm-thick uniform sand capillary break layer (Tableau 4.1, Dagenais et al. 2001) (Unified Soil Classification System ASTM D 2487: gravel > 4,8 mm, 4,8 mm > sand > 0,75 mm, 0,75 mm > fines). Nastev and Aubertin (2000), Dagenais et al. (2001, 2005a), and Bussière et al. (2009) provide more information on the configuration and the design of the CCBE.

Tableau 4.1 Properties of materials used in the Lorraine CCBE (Data from Dagenais et al. 2001 and Proteau et al. 2020a)

Material	$D_{10}$ (mm)	$C_u$	$G_s$	$k_{sat}$ (cm/s)	AEV (kPa)	$D_e$ (m <sup>2</sup> /s)
Silt (MRL)	0,001 to 0,002	5,1 to 7,1	2,8	2,2 X 10 <sup>-6</sup> to 1,1 X 10 <sup>-5</sup> (n from 0,38 to 0,48)	28,4 to 49,0 (n from 0,38 to 0,46)	3,1 X 10 <sup>-9</sup> (Sr = 0,91, n = 0,39)
Sand	0,06 to 0,15	2,5 to 3,3	2,7	7,2 X 10 <sup>-3</sup> (n = 0,38)	2,5 (n = 0,38)	-

$D_{10}$  and  $D_{60}$ : grain diameter at 10% and 60% passing, respectively;  $C_u$ : coefficient of uniformity ( $D_{60}/D_{10}$ );  $G_s$ : specific gravity;  $k_{sat}$ : saturated hydraulic conductivity;  $n$ : porosity; AEV: air entry value;  $D_e$ : effective diffusion coefficient

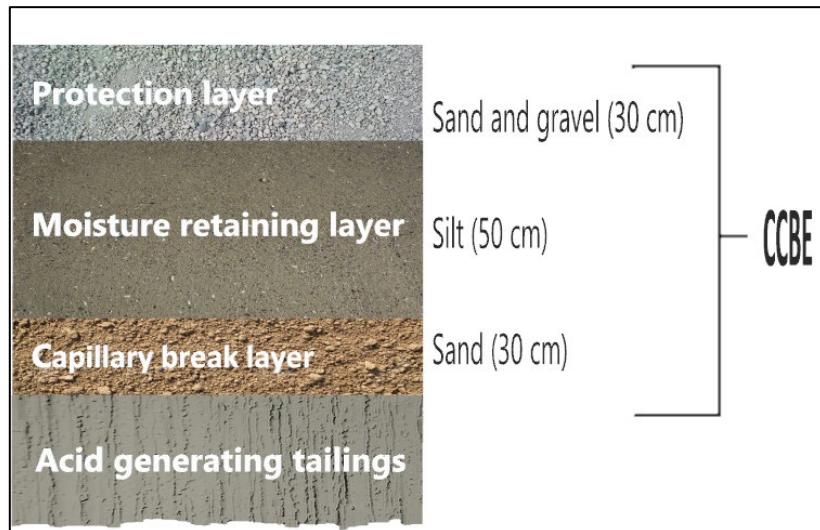


Figure 4.1 Lorraine mine site's CCBE and its configuration

#### 4.3.2 Experimental design

Four monitoring zones were randomly selected in the southern part of the CCBE (Figure 4.2). The southern part was selected because it is where the water table is below the CCBE, and therefore a critical area in terms of cover performance (Dagenais et al. 2005a). In each zone, a plot with a mature individual of *Populus balsamifera* ( $\geq 5$  years old) was sampled for the tests (P1, P2, P3, and P4). In the first zone, another plot with a mature individual of *Salix sp.* was sampled (S1). *Populus balsamifera* was selected

because it is the most abundant species on site, while *Salix sp.* was selected because it usually has deep roots. To be able to compare samples with varying root colonization, a last plot with only herbaceous species was also sampled in the first zone (H1). Most samples were taken directly at the top (0 – 20 cm) of the MRL. To obtain control samples two more samples were taken at a depth of 25 cm inside the MRL (25 – 45 cm), one under the first *Populus* plot (P1-25) and one under the herbaceous only plot (H1-25) (Figure 4.2). Finally, a sample was taken of the MRL materials that had been burned at 375°C for 16 hours and used as a bare control sample without any root and organic matter (thereafter referred as the “Blank” sample). Thus, the study was performed on a total of nine samples, which is similar to other field studies on the influence of roots on WRCs (Gao et al. 2018; Jotisankasa and Sirirattanachat, 2017) and  $k_{sat}$  values (Quang and Chai 2015).

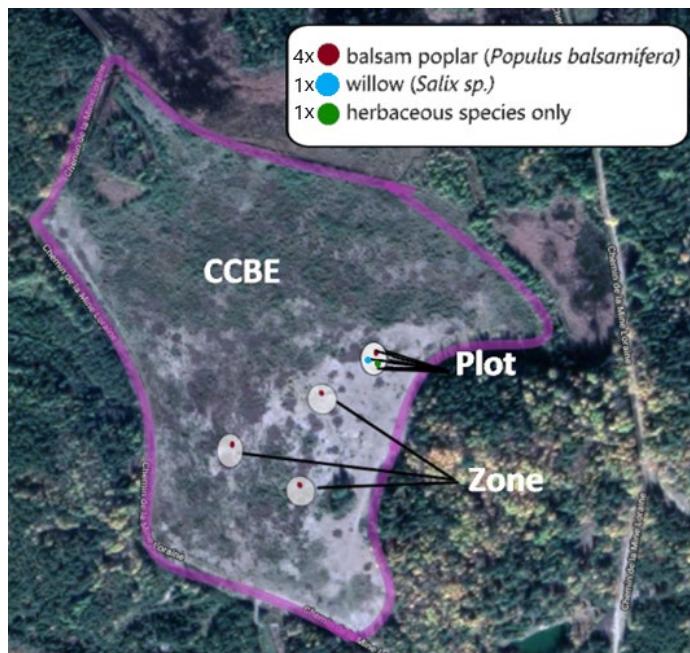


Figure 4.2 Position of monitoring zones and plots on the Lorraine CCBE (satellite image from Google, ©2019 CNES / Airbus, Maxar Technologies, Données cartographiques ©2019, modified using Windows' Paint 3D)

### 4.3.3 Measurements, sampling and analyses

#### 4.3.3.1 Sampling and adaptation for root impact analysis

In the present work, undisturbed samples were used to keep root colonization intact. A double-cylinder core sampler was used to collect undisturbed samples. The samples were directly collected in a rigid plastic sleeve inserted in the core sampler, allowing transport from the field to the lab (Figure 4.3A). The plastic sleeves and the sampled cores have appropriate dimensions (20 cm height, 10 cm diameter) to perform triaxial permeability tests (Figure 4.3A).

Samples were kept in a cooler to keep roots from degrading during transport. Once in the lab, the plastic sleeves were cut open to allow the samples to be transferred in the soft membrane used in the triaxial cell and installed in the machine (Figure 4.3B). This was performed without modifying or disturbing the sample. In contrast, the bare sample was prepared by remolding material sampled in the field that was previously burnt to destroy any roots and organic matter to a porosity that was similar to the one reported at construction ( $n = 0,42$ ). It was compared with the samples taken from similar depths within the MRL (H1-25 and P1-25) that were expected to contain few to no roots due to the depth of sampling (Proteau et al. 2020b) to analyze the possible impact of changing the sampling and preparation procedure (intact vs remolded). Finally, samples were compared to “at-construction” conditions by using data from Nastev and Aubertin (2000) which were obtained on 8 samples.



Figure 4.3 (A) Diagram of the manipulations carried out on each sample from field sampling, (B) Preparation and execution of the flexible wall permeameter test, (C) Transfer from the triaxial cell to the Tempe cells, and (D) Drying and separation of soil and roots for grain-size distribution and root parameters analysis

#### 4.3.4 Saturated hydraulic conductivity ( $k_{sat}$ )

##### 4.3.4.1 Flexible wall permeameter tests

Several methods exist for measuring saturated hydraulic conductivity in porous materials. Flexible wall permeameter tests (FWPTs) are generally recommended for fine-grained materials with  $k_{sat}$  values lower than  $10^{-4}$  cm/s, (ASTM D 5084-10). The experimental setup used in the present work consisted of a Bishop-Wesley type triaxial

cell and three pressure/volume controllers (GDS Instruments). These controllers were used to apply confining stress and interstitial pressures at the top and bottom of the sample. In this case, the water flows vertically from the top to the bottom (Figure 4.3B). No permeant interface devices were used since only water was used in the manipulations. *In situ* samples were placed directly in the triaxial cells (Figure 4.3B) allowing the roots to stay in the exact configuration as they were in the field. For the blank, samples were remolded and placed in the flexible membrane using a metal mold and plastic cylinder. A constant pressure head was applied to each of the samples and water flow was recorded using the GDSLAP software. Saturated hydraulic conductivity was calculated for each sample using the recorded water discharge under a constant pressure head and the dimensions of the sample.

#### 4.3.4.2 Predicting saturated hydraulic conductivity

The modified Kozeny-Carman (MKC) equation, proposed by Mbonimpa et al. (2002), can be used to predict  $k_{sat}$  values in granular soils with low plasticity. To confirm that the soil material can be categorized as granular soil with low plasticity (i.e., liquid limit under ~ 50%), the liquid limit was measured using the standardized Swedish fall cone test (CAN/BNQ 2501-092/2006). The required input parameters are GSD parameters [ $D_{10}$ ,  $D_{60}$  (grain diameter at 10% and 60% passing, respectively) and  $C_u$  (uniformity coefficient =  $D_{60}/D_{10}$ )], and the porosity [n, or void ratio e;  $n = e/(1 + e)$ ]. The MKC equations for granular soils can be expressed as (Mbonimpa et al. 2002):

$$k_{sat} = C_g \frac{\lambda_w e^{\chi+3}}{\mu_w 1+e} C_u^{1/3} D_{10}^2 \quad (\text{eq. 4.1})$$

Where  $\lambda_w$  and  $\mu_w$  are the unit weight of water ( $9,8 \text{ kN/m}^3$ ) and the dynamic viscosity of water ( $10^{-3} \text{ Pa.s}$ ), respectively; and  $C_g$  and  $\chi$  are constants defined in previous works (0,1 and 2, respectively). The saturated samples of known volume coming out of the triaxial cell were weighed, dried, and reweighed to calculate porosity. Aliquots of these

samples were then used to determine the GSD using laser diffraction (Malvern Mastersizer 2000 Laser Diffraction,  $\pm 0,02 \mu\text{m}$ ) and  $G_s$  (AccuPyc 1330 Pycnometer,  $\pm 0,002$ , ASTM standard: UOP851 – 08) (Figure 4.3D). Using these parameters, it was possible to predict the  $k_{\text{sat}}$  value that was expected for the analyzed soil. Then the measured  $k_{\text{sat}}$  and the predicted value of  $k_{\text{sat}}$  were compared.

#### 4.3.5 Water retention curve

##### 4.3.5.1 Tempe cell measurements

The water retention curve is a key component in defining the unsaturated behavior of soils and for the design of an effective CCBE. Various methods exist for experimentally determining the WRC of a porous material. Tempe cell (TC) tests, which use the axis-translation principle (Tarantino et al. 2008), are generally recommended for fine-grained materials such as silts (ASTM D6836-02). This method consists of placing a sample of known dimensions in an apparatus where air pressure is controlled. The air pressure is slowly increased and fixed at different levels while drainage is allowed until an equilibrium is reached; the pressure is applied using a closed circuit of nitrogen gas. The TC apparatus is then weighed and, based on the mass of water exiting the TC, the new volumetric water content is calculated. This procedure is repeated for different air pressure levels to obtain many pairs of pressure and volumetric water content measurements ( $\psi$ - $\theta$ ) and produce a WRC for the sample.

Following the FWPTs, saturated samples were readily available in the lab for transfer into the TCs. A sharpened cylinder (Figure 4.3C) was used to obtain subsamples of appropriate dimensions (height = 5 cm, diameter = 8 cm) for the TC tests. The sharpened cylinder was introduced directly into the FWPT sample and a blade was used to cut out the cored sample. From each 20 cm high cylindrical FWPT samples, two 5 cm high TC samples were produced, one at both ends of the FWPT sample, for a total of eight TCs (Figure 4.3B): low expected roots samples (FWPT H1 produced TC:H1

and TC:H2), on root colonized samples (FWPT S1 produced TC:S1 and TC:S2, and FWPT P1 produced TC:P1 and TC:P2), and on the remolded blank sample (FWPT Blank produced Blank 1 and Blank 2). Once placed in the TCs (Figure 4.3C), tests were performed following standard protocol (ASTM D6836-02). Soil volume changes were measured before and after the TCs tests and were negligible.

#### 4.3.5.2 Saturated salt solution

A thermostatically controlled enclosure (i.e., desiccator), where relative humidity is controlled by a saturated salt solution, was used to generate WRC points at high matric suctions ( $> 2700$  kPa); this approach is often referred to the “vapour equilibrium technique” (Delage et al. 1998; Saiyouri et al. 2000; Romero et al. 2001). When a saturated salt solution is in thermodynamic equilibrium with its vapor, the relative humidity remains constant for a given temperature. According to Kelvin's law, total suction can be related to the relative humidity of the air when there is equilibrium between the liquid water and its vapor under isothermal conditions (Fredlund et al. 2012):

$$\Psi = \frac{\rho_w RT}{\omega_w} \ln(HR)_T \quad (\text{eq. 4.2})$$

Where  $\psi$  is the total suction (MPa), R is the gas constant ( $\approx 8,31$  J / mol K), T is the temperature (K), HR is the relative humidity (which is specific to the type of salt in the solution),  $\rho_w$  is the density of water ( $\text{kg/m}^3$ ), and  $\omega_w$  is the molar mass of water (g/mol).

In this study, the TC samples at the end of the test were placed in a desiccator with a saturated solution of  $\text{K}_2\text{SO}_4$ , which has a relative humidity of 0,97 and corresponds to a total suction of 3800 kPa. Studied samples were weighed once every week until their weight stabilized. Once stabilized it was assumed the soil had reached thermodynamic equilibrium with the air relative humidity in the desiccator; typically, this took approximately 6 weeks.

#### 4.3.5.3 WRC models and interpretation

Experimental  $\psi$ - $\theta$  points were fitted with descriptive WRC models. The van Genuchten (1980) model was used in the present study to analyse the TC data using two approaches: i) with a single porosity and Mualem's conductivity model (VGM); and ii) with a dual-porosity Mualem-van Genuchten (van Genuchten et al. 1991) model (VGM-D). Both the VGM and VGM-D models were compared to the experimental data using the RETC software (van Genuchten et al. 1991), which uses a combination of linear regression and nonlinear optimization methods to generate a best-fit WRC. These models use two main parameters,  $\alpha$  and  $n_{VG}$ , to fit the WRC to the observed data. A parameter,  $m$ , is also used but it is closely related to  $n_{VG}$  and is described as  $m=1-1/n$  when using the VGM model. The dual-porosity model use two sets of  $\alpha$  and  $n_{VG}$  to define both parts of the WRC. The  $\alpha$  parameter can be used to approximate the AEV of the WRC. Since  $\alpha$  is inversely proportional to the AEV ( $AEV = 1/\alpha$ ), greater  $\alpha$  values indicate lower AEVs. The  $n_{VG}$  has an impact on the slope of the WRC; higher  $n_{VG}$  values result in WRCs with steeper slopes. This slope can be referred to as the "desorption rate". These parameters were used to help characterize the effect of root colonization on the MRL. Furthermore, parameters such as the air entry value and the maximum desorption rate were obtained from the WRCs. In this study, the AEV was estimated using the method proposed by Aubertin et al. (1997) ( $AEV = \psi$  where  $S_r = 0,9$  on the WRC). This approach was favored over other methods to avoid discrepancies between AEV estimated with mathematical parameters of WRC descriptive models and real AEVs (Morel-Seytoux et al. 1996), observed particularly for silty soils (Aubertin et al., 1997).

#### 4.3.6 Root characterizations

Samples that were used for the permeability tests and for the WRC analyses were washed in sieves to collect the roots that colonized the silt material (Figure 4.3D). Roots were scanned and the images were analyzed using WinRHIZO software (Regent

Instruments Inc., Sainte-Foy, Québec). This analysis provided the root volume and length grouped by the diameter of the roots. The software also allows for the calculation of parameters such as root length density (RLD = total root length / volume of soil sample) and root volume density (RVD = total root volume / volume of soil sample), which are indicators of root colonization intensity (Guittonny-Larchevêque et al. 2016a). Roots were also oven-dried for 48 h at 65 °C to measure the root biomass density (root biomass / soil volume) in the samples.

#### 4.3.6.1 Statistical analyses

Statistical relationships were analyzed with Pearson correlation tests with a p-value < 0,05 set as the significance level. The tests were performed between root parameters (RLD, RMD, RVD, and RLD separated by root diameter classes) and hydrogeological parameters ( $k_{sat}$  and AEV).

#### 4.3.7 X-ray computed tomography analysis

One sample harvested for this specific purpose was analyzed with X-ray computed tomography to visualize root dispersion and spatial distribution in the MRL material. This method produces a 3-D image of the root system architecture. From this image, root parameters can be extracted and compared with the 2-D analysis generated with WinRhizo. Since 2-D analysis performed on roots removed from the core gives no insight on the actual 3-D distribution of the roots in the core sample, X-ray analysis was performed on a representative undisturbed core sample to improve our understanding on how roots are spatially distributed into the material. The analyzed sample was taken directly from the top of the MRL (the first 5 cm were analyzed) in the S1 plot under a willow since it was expected to be one of the most colonized plots. X-ray computed tomography analyses were performed using a GE Phoenix Nanotom S nanoCT located at the Université de Lorraine, Nancy, France. This system has a resolution of 60  $\mu\text{m}/\text{voxel}$  (voxels are the 3D equivalent of the 2D pixel) and creates a

3-D projection from 1080 radiographies performed over a 360° range (i.e., 1 scan every 0,33°). Further details on this technique are provided by Tracy et al. (2010), Pagenkemper et al. (2015), Mairhofer et al. (2012), and Mooney et al. (2012). After the analysis, the voids that were detected were considered cylindrical roots. Since the software does not provide the length or radius of roots, but only the volume and area of every detected void, the following equations were used to determine the radii and lengths of roots:

$$\frac{Area^2}{4\pi Volume} \approx Length \quad (\text{eq. 4.3})$$

$$\frac{2Area}{Volume} \approx Radius \quad (\text{eq. 4.4})$$

## 4.4 Results

### 4.4.1 Geotechnical parameters

Sampling location and depth had no significant impacts on the analyzed geotechnical properties when compared to the parameters' values at construction (Tableau 4.2). The mean ( $\bar{x}$ )  $D_{10}$  was  $2,53 \pm 0,46 \mu\text{m}$  (1SD) with a maximum of  $3,64 \mu\text{m}$  and a minimum of  $1,95 \mu\text{m}$  while the  $D_{60}$  varied from  $11,21$  to  $22,79 \mu\text{m}$  ( $\bar{x} = 17,28 \pm 3,06 \mu\text{m}$ , 1SD). The  $C_u$  had a maximum value of  $9,69$  and a minimum of  $5,42$  with a mean of  $6,89 \pm 1,2$  (1SD). As expected, this type of GSD corresponds to a typical silt (Dagenais et al. 2005a). The porosity varied from  $0,34$  to  $0,38$  with a mean of  $0,36 \pm 0,01$  (1SD); no significant changes were observed with the presence of roots. The  $G_s$  was similar for all samples with values from  $2,726$  to  $2,747$  ( $\bar{x} = 2,74 \pm 0,006$ ). The MRL material in the plots was considered homogeneous in terms of hydrogeological characteristics due to the low variability in porosity, GSD parameters, and  $G_s$ .

Tableau 4.2 Porosity (n), grain-size distribution (GSD) ( $D_{10}$ ,  $D_{60}$ , and  $C_u$ ) and specific gravity ( $G_s$ ) for the CCBE's moisture-retaining layer, "At construction" data taken from Dagenais (2005)

Sample	n	$D_{10}$ ( $\mu\text{m}$ )	$D_{60}$ ( $\mu\text{m}$ )	$C_u$	$G_s$
<b>At construction (N = 8 for n)</b>	0,42	2,10	15,0	7,1	2,76
<b>Blank</b>	0,34	2,53	17,4	6,88	2,75
<b>H1-25</b>	0,36	2,53	17,7	7,01	2,74
<b>P1-25</b>	0,35	2,52	16,8	6,67	2,73
<b>H1</b>	0,36	1,95	11,2	5,75	2,74
<b>P1</b>	0,38	2,52	16,8	6,66	2,74
<b>P2</b>	0,37	2,28	16,6	7,27	2,73
<b>P3</b>	0,34	2,47	16,5	6,66	2,74
<b>P4</b>	0,37	2,35	22,8	9,69	2,74
<b>S1</b>	0,36	3,64	19,7	5,42	2,73
<b>Mean</b>	0,36	2,53	17,3	6,89	2,74
<b>(SD)</b>	(0,014)	(0,46)	(3,1)	(1,2)	(0,006)

#### 4.4.2 Roots characterization

As expected, the collected soil samples showed variable root colonization (Tableau 4.3, Figure 4.4). In triaxial cell samples, the RLD of the samples used in the permeability tests varied from  $85 \text{ m/m}^3$  to  $3521 \text{ m/m}^3$  ( $\bar{x} = 1165 \pm 1307$ , 1SD). These results showed that the RLD was the lowest (H1-25 =  $137 \text{ m/m}^3$  and P1-25 =  $85 \text{ m/m}^3$ ) in deeper parts of the MRL. RVD showed similar variability, with values from  $9,2 \text{ cm}^3/\text{m}^3$  to  $235,2 \text{ cm}^3/\text{m}^3$  ( $\bar{x} = 83,2 \pm 71,9$ , 1SD). The RLD of roots with a diameter  $> 0,5 \text{ mm}$  (referred to as the coarser root length density; cRLD) could have a bigger impact on hydrogeological properties such as the  $k_{\text{sat}}$  and the AEV. The cRLD presented values that were slightly more stable than the RLD of all roots;  $16 \text{ m/m}^3$  to  $282 \text{ m/m}^3$  ( $\bar{x} = 95 \pm 84 \text{ m/m}^3$ , 1SD). For reference, Figure 4.4 presents three of the scanned images obtained from samples that were used for roots characterization, ranging from low to high root colonization.

Tableau 4.3 Root characteristics measured in the flexible wall permeameter tests samples for analyzing root impact on  $k_{sat}$

Sample ID	RLD (m/m <sup>3</sup> )	RVD (cm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	cRLD (m/m <sup>3</sup> )
<b>H1</b>	90,3	18,1	34,6
<b>H1-25</b>	137	67,3	49,5
<b>P1</b>	3520	125	117
<b>P1-25</b>	85,4	9,2	16,1
<b>P2</b>	671	50,8	59,9
<b>P3</b>	884	90,9	109
<b>P4</b>	1039	68,7	89,7
<b>S1</b>	2835	235	282
<b>Mean (SD)</b>	1158 (1312)	83,2 (71,9)	94,8 (83,6)

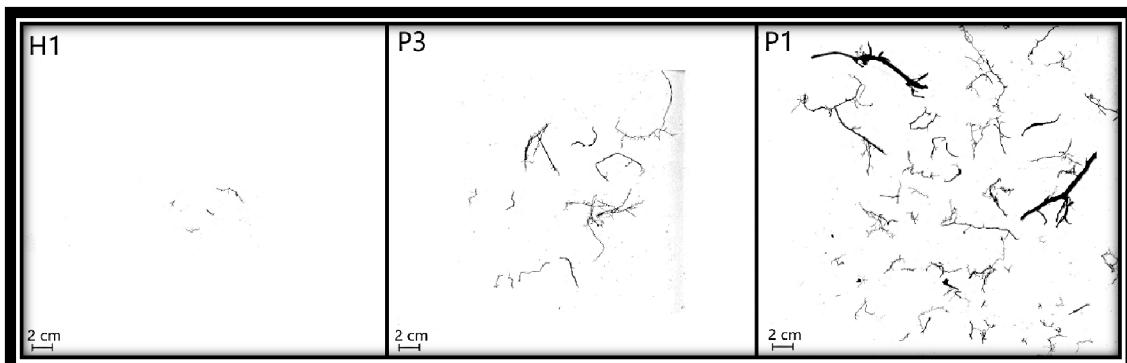


Figure 4.4 Example of scanned roots images analyzed using WinRHIZO software with low (H1, RLD = 90,3 m/m<sup>3</sup>), medium (P3, RLD = 884 m/m<sup>3</sup>), and high (P1, RLD = 3520 m/m<sup>3</sup>) root colonization

To have accurate analyses, it was also important to measure the roots characteristics of the samples that were used in the Tempe cells (Tableau 4.4). These smaller TC samples sometimes had higher RLD values than the original larger FWPT samples from which they were taken. This is due to the possibility of roots being concentrated in the TC sampling location, especially for the TC sample taken at the top of the FWPT sample. The RLD in the TC samples had an average value of  $2578 \pm 2333$  m/m<sup>3</sup> (1SD) with a minimum of 802 m/m<sup>3</sup> and a maximum of 6427 m/m<sup>3</sup>. Notably, TC:H1 had more coarser roots (cRLD = 95 m/m<sup>3</sup>) than TC:S1 (cRLD = 43), while both samples had a

similar root colonization intensity in terms of root length (same RLD range). Both samples from P1 FWTP had similar cRLDs, but TC:P2 had a root length four times greater than that of TC:P1, suggesting that more fine roots were present in TC:P2. Finally, although TC:S2 was not the most colonized sample in terms of RLD, it had the coarsest roots.

Tableau 4.4 Root characteristics measured in the Tempe cells samples for analyzing root impact on the water retention curve

<b>FWPT Sample of origin</b>	<b>TC sample ID</b>	<b>RLD (m/m<sup>3</sup>)</b>	<b>RVD (cm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>)</b>	<b>cRLD (m/m<sup>3</sup>)</b>
<b>H1</b>	TC:H1	967	72	95
<b>H1</b>	TC:H2	802	17	19
<b>S1</b>	TC:S1	1166	48	43
<b>S1</b>	TC:S2	4506	423	521
<b>P1</b>	TC:P1	1607	116	216
<b>P1</b>	TC:P2	6427	212	195

#### 4.4.3 Saturated hydraulic conductivity and roots colonization

Most predicted values of  $k_{sat}$  were close to those measured with the FWPTs (see Tableau 4.5 and Figure 4.5). Specifically, the measured  $k_{sat}$  values were within a factor of 5 times the values predicted using the model proposed by Mbonimpa et al. (2002); see Eq. 4.1. However, the two undisturbed samples that were taken deeper in the MRL (H1-25 and P1-25) showed lower than expected  $k_{sat}$  values. All samples that contained more roots gave higher  $k_{sat}$  values than those with low root colonization. Taking all samples into account, measured  $k_{sat}$  values varied from 1,1E-7 cm/s to 3,3E-5 cm/s with an average of  $8,4\text{E-}6 \pm 1,0\text{E-}5$  cm/s (1SD). The high variability in  $k_{sat}$  values is reduced when the samples are separated in two groups: one containing samples with high root colonization ( $RLD > 600 \text{ m/m}^3$ ) (all samples taken at the surface of the MRL under woody species; P1, P2, P3, P4, and S1), and another containing samples with low root colonization ( $RLD < 200 \text{ m/m}^3$ ) (samples taken under the herbaceous plot, H1; and those taken at a depth of 25 cm, H1-25 and P1-25). Separation into two classes of

samples gave mean  $k_{sat}$  values of  $1,4E-5 \pm 9,6E-6$  cm/s (1SD) and  $1,0E-6 \pm 9,8E-7$  cm/s (1SD) for samples with high and low root colonization, respectively (Tableau 4.5).

Tableau 4.5 Measured and predicted  $k_{sat}$  values for samples taken in the moisture-retaining layer of the Lorraine CCBE with associated roots parameters

	Sample ID	Measured $k_{sat}$ (cm/s)	Predicted $k_{sat}$ (cm/s)	RLD (m/m <sup>3</sup> )	RVD (cm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )	cRLD (m/m <sup>3</sup> )
<b>Low root colonization</b>	Blank (disturbed)	1,5 E-06	2,9 E-06	-	-	-
	H1-25	1,3 E-07	4,3 E-06	137	67	50
	P1-25	1,1 E-07	3,5 E-06	85	9,2	16
	H1	2,4 E-06	2,4 E-06	90	18	35
<b>Root colonization</b>	P1	8,5 E-06	6,3 E-06	3521	125	118
	P2	8,5 E-06	4,4 E-06	672	51	60
	P3	7,6 E-06	2,7 E-06	885	91	109
	P4	1,4 E-05	5,1 E-06	1040	69	90
	S1	3,3 E-05	8,2 E-06	2837	235	282

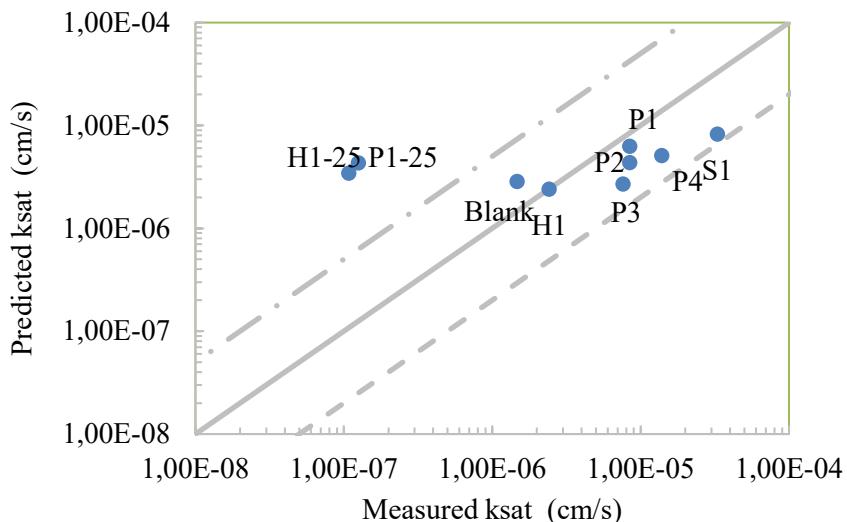


Figure 4.5 Predicted and measured  $k_{sat}$  values are plotted to validate the flexible wall permeameter tests performed on the cored samples. The solid line represents a 1:1 ratio and the dotted lines represent a factor of  $\pm 5$  times the values from 1:1

Root parameters for FWPTs samples were related to measured  $k_{sat}$  values to explain the observed variation in  $k_{sat}$  (Figure 4.6). Total RLD showed a weak but significant linear relationship with measured  $k_{sat}$  values ( $R^2 = 0,47$ ,  $p = 0,043$ , not presented here), but RVD better explained variations in  $k_{sat}$  ( $R^2 = 0,79$ ,  $p < 0,001$ ). The cRLD of roots had the strongest linear correlation with measured  $k_{sat}$  values ( $R^2 = 0,90$ ,  $p < 0,0001$ ).

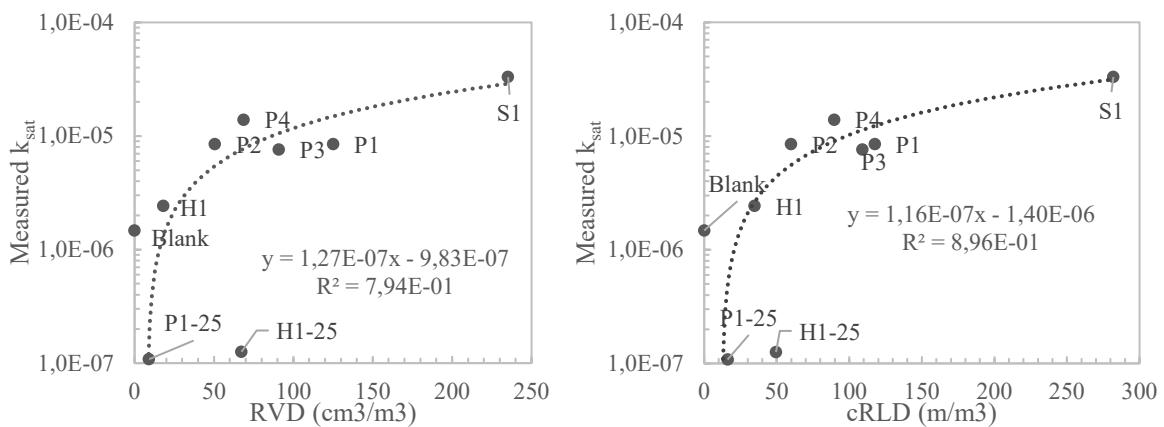


Figure 4.6 Saturated hydraulic conductivity (measured with flexible wall permeameter tests) as a function of root volume density and coarser root length density for all plots ( $N = 9$ )

#### 4.4.4 Water retention curves

Of the eight TCs (six *in situ* samples and two blank samples), five gave interpretable data, (TC:H1, TC:S1, TC:S2, TC:P1, and Blank 1). The other cells had leaks or faults only detected in the data analysis phase. Using RETC, laboratory data were fitted to produce WRCs. The fitted curves have high  $R^2$  values. Excluding the blank sample, which had an  $R^2$  of 0,96,  $R^2$  values in the other TCs varied between 0,974 and 0,988. Figure 4.7 shows the relationship between  $\alpha$  and RLD. Figure 4.8 shows the WRCs produced using RETC for each sample. Tableau 4.6 shows the parameters used to produce the WRCs presented in Figure 4.8 with the respective  $R^2$  and p-values for the linear correlations between the parameters and RLDs.

Tableau 4.6 VGM parameters from the WRCs coupled with RLD data for analyzing root impacts on water retention curves.  $R^2$  and p-values calculated for the linear correlations between the presented WRC parameters and the RLD

Sample ID	RLD	$\alpha$	n	m
<b>TC:H1</b>	967	0,019	2,33	0,57
<b>TC:S1</b>	1165	0,027	1,62	0,38
<b>TC:S2</b>	4509	0,036	1,55	0,36
<b>TC:P1</b>	1607	0,026	1,60	0,37
<b>Blank</b>	0	0,007	2,38	0,58
<b>At construction</b>	0	0,009	2,03	0,51
<b>R<sup>2</sup></b>	1	0,80	0,45	0,48
<b>p-value</b>	-	0,02	0,14	0,13

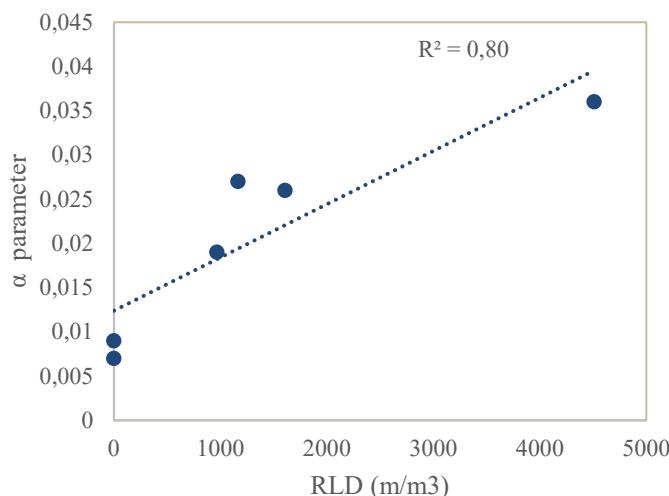


Figure 4.7  $\alpha$  parameter from water retention curves from samples with increasing root length density (Blank < TC:H1 < TC:S1 < TC:P1 < TC:S2)

Tableau 4.7 shows the AEVs that were obtained from the WRCs. The data show that the blank sample and the AEV at construction (measured on the WRC from Nastev and Aubertin 2000) had higher AEV values than the other samples (Figure 4.9) and that every sample with roots (except TC:S2) was in the range of acceptable values for the air entry value of the cover (showed in gray on Figure 4.9) as presented by Nastev and Aubertin (2000). Total RLD correlated well with the estimated AEV values using a

logarithmic model (Figure 4.9,  $R^2 = 0,70$ ,  $p = 0,04$ ), but the curve is not presented due to the insufficient number of points (6) used to calculate this correlation. The cRLD was also correlated with AEVs ( $R^2 = 0,58$ ,  $p = 0,07$ , not presented here) but with a lesser significance than the RLD. A similar correlation was also observed between RLD and the maximum desorption rate measured on the WRCs (linear correlation,  $R^2 = 0,54$ ,  $p = 0,096$ , Figure 4.10).

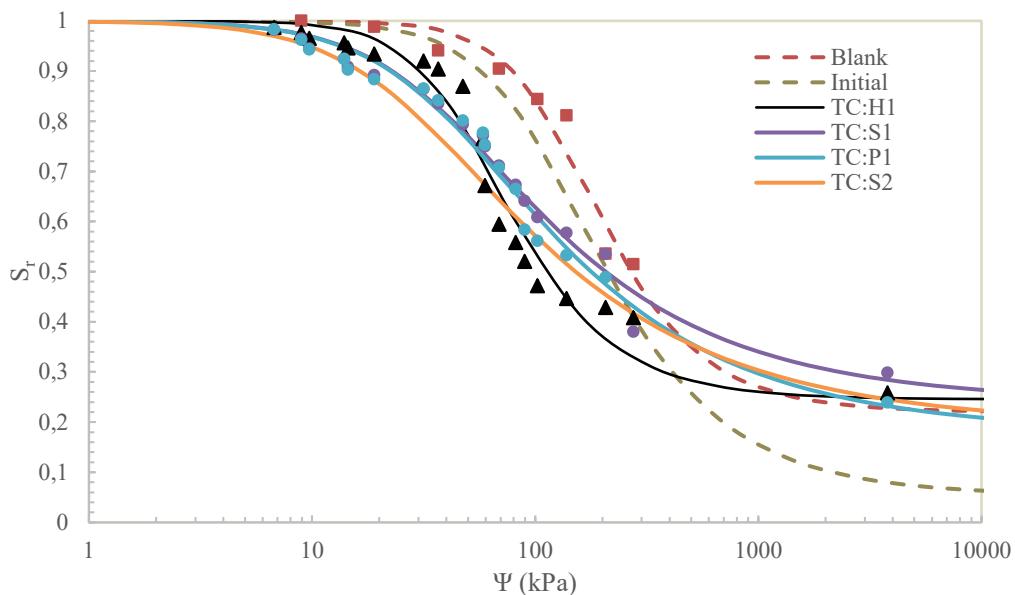


Figure 4.8 Water Retention curves fitted using RETC software with data from Tempe cells analyses. The legend shows samples with increasing root length density (Blank < TC:H1 < TC:S1 < TC:P1 < TC:S2)

Tableau 4.7 Root characteristics measured in the Tempe cell samples for analyzing root impacts on water retention curves and corresponding air entry values

FWPT Sample of origin	Sample ID	RLD (m/m³)	RVD (cm³/m³)	cRLD (m/m³)	AEV (kPa)
<b>At construction</b>		-	-	-	> 60
<b>Blank</b>	Blank	-	-	-	71
<b>HI</b>	TC:H1	967	72	95	35
<b>S1 (bottom)</b>	TC:S1	1165	48	43	23
<b>S1 (top)</b>	TC:S2	4509	423	521	17
<b>P1</b>	TC:P1	1607	116	216	23

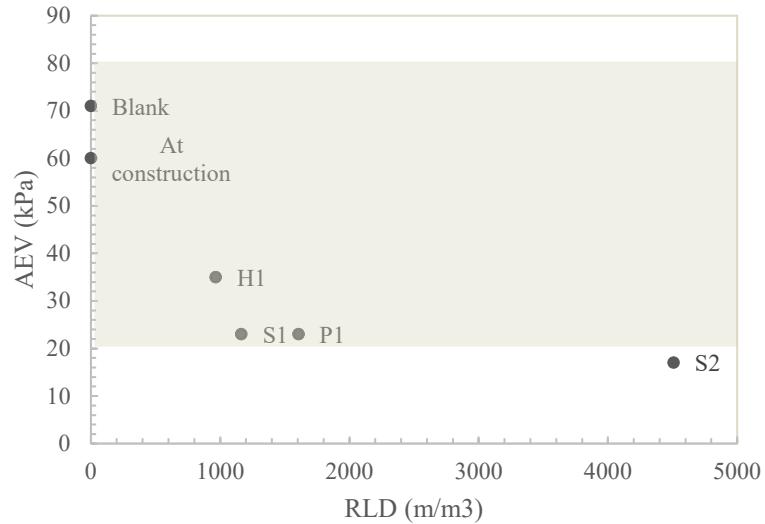


Figure 4.9 Air entry values for all water retention curves produced with Tempe cells compared to the root length density of the samples. The gray area represent targeted value range for the air entry value of the cover with capillary barrier effect constructed on the Lorraine abandoned mine site, taken from Nastev and Aubertin 2000

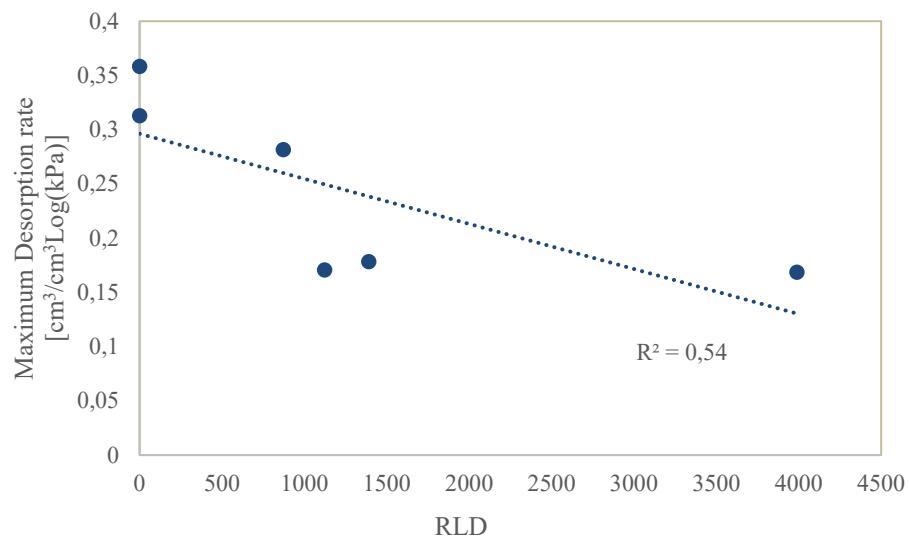


Figure 4.10 Maximum desorption rate for all water retention curves produced with Tempe cell data compared to the root length density of the samples

Figure 4.11 shows experimental points used to create the fitted WRC for TC:H1. These data appear to show that the water retention curve of the sample is best characterized by a dual-porosity model (Burger and Shackelford, 2001). Indeed, there was an initial drop in volumetric water content that occurred at a suction of approximately 10 kPa; this was also true for all WRCs with roots colonization. Thus, a second analysis was performed on all data using a dual-porosity model. The use of the dual-porosity model produced WRCs with slightly higher  $R^2$  values in all cases (Tableau 4.8), except for the blank sample. The highest increase was for TC:H1 ( $R^2$  from 0,974 to 0,993). Using dual-porosity model also created a very slight change in the measured AEV (not presented here).

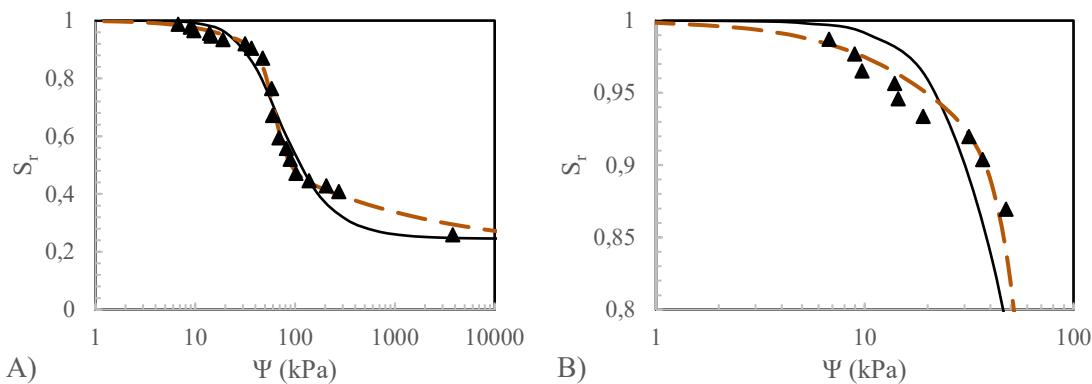


Figure 4.11 Water retention curve produced with RETC software and associated measured data points from the Tempe cell tests for TC:H1 comparing a single porosity analysis (solid line) and a dual-porosity analysis (dash) (A) full WRC; (B) focus on the 1-100 kPa range

Tableau 4.8 Differences in fit ( $R^2$ ) between single-porosity and dual-porosity models

Sample ID	$R^2$	
	Single porosity	Dual-porosity
<b>Blank</b>	0,957	N.A.
<b>TC:H1</b>	0,974	0,993
<b>TC:S1</b>	0,982	0,988
<b>TC:S2</b>	0,988	0,989
<b>TC:P1</b>	0,982	0,995
<b>Mean</b>	0,977	0,991

#### 4.4.5 X-ray computed tomography analysis

The X-ray computed tomography results showed similar 3-D parameters of root colonization for the sample TC:S2 (Tableau 4.9). Both samples, TC:S2 and the analysed tomography sample, were taken at the top of the MRL under a willow plot. Figure 4.12 shows the layout of roots displayed by X-ray tomography. These analyses show that tubular individual roots are not connected across the whole sample and that root distribution is mostly concentrated at the top of the sample. However, there was continuous root pores present even if not connected. The analyses also showed no voids or cracks in the sample. These would have been highlighted by shapeless blobs of color in the matrix of which there is none. Finally, the resolution of the device used for the X-ray computed tomography had a lower limit of 60  $\mu\text{m}/\text{voxel}$ . This means that some very fine roots, with diameters under 60  $\mu\text{m}$ , could have not been detected during scanning and not appear in the 3D image. The smallest root present in the 3D image had a diameter of 198  $\mu\text{m}$  or about 3 voxels (180  $\mu\text{m}$ ).

Tableau 4.9 Comparison between root parameters obtained through WinRhizo (2-D image analysis) and X-ray computed tomography (3-D analysis)

Sample ID	X-Ray	WinRhizo
FWPT Sample of origin	-	S1 (top)
RLD ( $\text{m}/\text{m}^3$ )	4233	4509
RVD ( $\text{cm}^3/\text{m}^3$ )	383	423
cRLD ( $\text{m}/\text{m}^3$ )	919	521

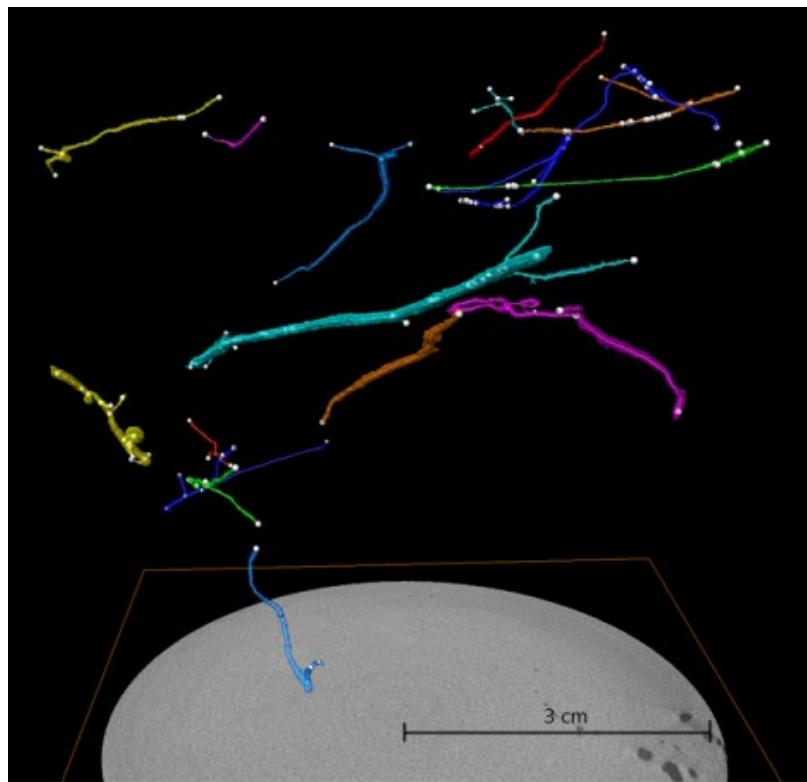


Figure 4.12 3-D X-ray computed tomography image of the spatial distribution of roots in a sample taken at the top of the moisture-retaining layer under a mature willow tree.

## 4.5 Discussion

### 4.5.1 Root colonization in the moisture-retaining layer

The intensity of root colonization at the top of the MRL was variable, which was to be expected in an environment where the natural succession of vegetation is still in progress (Glinski and Lipiec, 2018). The core method used to study root parameters can be sensitive to spatial heterogeneities since a small sample is collected and assumed to be representative of the overall root colonization in the soil (Glinski and Lipiec, 2018). For example, equivalent samples taken from the MRL (25 cm apart from each other) ranged from about  $1500 \text{ m/m}^3$  to about  $5250 \text{ m/m}^3$  (Proteau et al. 2020b). Furthermore, the difference between the RLDs of H1-25 ( $137 \text{ m/m}^3$ ) and H1 ( $90 \text{ m/m}^3$ )

was approximately 7,4 cm of roots, which could potentially be accounted for by a single root. This can explain why, for herbaceous samples with low root colonization, more roots were found in the bottom part of the MRL than in the top part of the MRL (samples H1-25 and H1, respectively). According to a complementary study on the same site (Proteau et al. 2020b), the top part of the MRL was more colonized (mean RLD = 1507 m/m<sup>3</sup>) than deeper parts (mean RLD = 85 m/m<sup>3</sup> at 25 cm). Even in the top samples (0 – 10 cm), X-ray computed tomography analysis (Figure 12) shows that most roots are located at the very top of the samples (0 - 5 cm). This would imply that shallower samples could have been harvested and would have contained the majority of roots present in the MRL.

The diameter of the coarser roots (diameter > 0,5 mm) found in the MRL were larger than the biggest expected observable pore in a silt material such as the one used to build the MRL. In such a material, the largest expected pore size diameter is around 0,3 mm (Watabe et al. 2000) and the limit used for the cRLD was 0,5 mm. This could mean that roots created new macropores (pores with a diameter > 0,25 mm; Beven and Germann 2013) inside the MRL. However, total porosity did not significantly change in samples colonized by coarser roots compared to other samples primarily colonized by fine roots. This could be explained by the fact that roots will not dig into the ground but rather reshape the void distribution in the soil by augmenting compaction around roots creating a consolidated pore surrounded by slightly denser material and therefore leaving the total porosity almost unchanged (Bodner et al. 2014; Hu et al. 2020).

#### 4.5.2 Hydrogeological properties of the MRL and root parameters

In accordance with the first hypothesis,  $k_{sat}$  was shown to slightly increase in a linear relationship with cRLD ( $k_{sat} = 1,16E-7 \times cRLD - 1,40E-6$ ,  $R^2 = 0,90$ ), while soil parameters such as GSD and  $n$  were similar among all plots and samples. One reason that could explain such modification of  $k_{sat}$  is the presence of preferential pathways that could increase water flow through the sample. Tomography analyses showed no cracks

or voids in the sample, which suggests that the preparation and handling of the samples did not create macropores. However, tomography analyses did reveal tubular and continuous root pores that could create preferential pathways for water (Angers and Caron 1998). Based on the relationship between cRLD and  $k_{sat}$ , it is likely mainly coarser roots that are able to displace soil particles to create larger, continuous pores (Bodner et al. 2014, Lucas et al. 2019). This finding is in agreement with previous studies that suggest that plants with higher mean root diameter affect hydrogeological properties of soils (Bodner et al. 2014). While roots are still alive and occupying the pores (which is the case in this study), the increase in  $k_{sat}$  remains low; however, this may increase more significantly if roots die and decompose, leaving behind empty pores (Ghestem et al. 2011, Ni et al. 2019, Jotisankasa and Sirirattanachat 2017).

Prior studies (Bodner et al. 2014, Ni et al. 2018, Ng et al. 2016) suggested that the AEV of a material decreases with increasing root colonization; this behavior was also observed in the measured WRCs from the present study. It should be noted that the AEV of the Blank sample in the present study was slightly greater than what was observed at construction of the CCBCE. This could be due to the fact that the sample was made from burnt material and burning has been showed to augment a soil's water retention capacity (Novak et al. 2009, Ebel 2012). Lower AEVs in undisturbed samples could be due to the presence of continuous macropores created by coarser roots that would empty at lower suction values (Beven and Germann 2013, Shao et al. 2017). Continuous tubular shapes of lower density than the surrounding mineral material are indeed displayed through the image obtained by X-ray tomography, and could be roots or voids (Fig.12). Moreover, this explanation is supported by the fact that a dual-porosity model better represented the WRCs of samples with high cRLD values (Shao et al. 2017). In fact, the shape of the WRC between 1 and 50 kPa (Figure 4.11B) suggests a first phase in the MRL desaturation process that involves the emptying of bigger pores (bringing the MRL to  $S_r \approx 0,92$ ) followed by a second phase that more closely resembles the expected behavior of the MRL. This supports the idea that coarser

roots create pores that act as preferential pathways and have a slight effect on the integrity and function of an MRL. Root macropores may be created at the expense of smaller pore loss since the total porosity was found to be unchanged (Lucas et al. 2019, Bodner et al. 2014, Hu et al. 2020).

Finally, the maximum desorption rate seemed to decrease with increasing root colonization. This was observed at mid-range suction values ( $50 \text{ kPa} < \psi < 500 \text{ kPa}$ ) on the WRC that correspond to small pores being drained. The slower drainage of these pores could be explained by their colonization by fine roots. Fine roots have been shown to shift void distribution towards smaller porosity (Bodner et al. 2014) and thus lower hydraulic conductivity (Ng et al. 2016) and higher water retention capacity.

#### 4.6 Conclusion

This *in situ* study investigated the influence of roots on the saturated hydraulic conductivity and water retention curve parameters of a natural silt used as MRL in a seventeen-year-old CCBE. At this mixed forest site where woody vegetation is currently in the process of natural recolonization, roots were found to colonize the CCBE's MRL. The RLD and RVD in the MRL varied from  $85,4 \text{ m/m}^3$  to  $3520 \text{ m}^3$  and from  $9,2 \text{ cm}^3/\text{m}^3$  to  $235,2 \text{ cm}^3/\text{m}^3$ , respectively, while the RLD from coarser roots only ( $> 0,5\text{mm}$  diameter) varied from  $16,1 \text{ m/m}^3$  to  $282 \text{ m/m}^3$ . The impact of root colonization intensity (increasing RLD, RVD, and cRLD) on the saturated hydraulic conductivity was tested and positive linear correlations were observed between the  $k_{\text{sat}}$  and RLD, RVD, and cRLD; the cRLD showed the strongest relationship with  $k_{\text{sat}}$  ( $R^2 = 0,90$ ,  $p < 0,0001$ ). Root diameter was shown to influence the WRCs. It was also shown that WRCs had lower AEVs and desorption rates with increasing RLD. However, AEVs measured in samples colonized by roots remained close to those measured in uncolonized samples at the CCBE's construction. The presence of roots with a diameter greater than 0,5 mm started to create a dual-porosity in the soil.

Results also showed that the inclusion of a 30-cm-thick protection layer limited most root colonization to the very top of the MRL, even 17 years following the CCBE's construction. However, as the vegetation ages, the effects of deeper root penetration in the MRL, root thickening, and root death should be investigated further. Additional investigations are needed to further understand the long-term impacts of roots on engineered cover systems.

## CHAPITRE 5

### ARTICLE 3 : OXYGEN MIGRATION THROUGH A COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECTS COLONIZED BY ROOTS<sup>3</sup>

Le flux d'oxygène traversant la CEBC colonisée par la végétation doit être évalué afin de pouvoir quantifier l'impact des racines colonisant la CRH sur la performance globale de la CEBC. Dans ce chapitre, les liens entre les paramètres racinaires (RLD, RVD, RMD) et les propriétés hydrogéotechniques qui sont à la base de la diffusion de l'oxygène ( $D_e$  et  $K_r$ ) dans les matériaux sont explorés à travers des tests de consommation d'oxygène et l'utilisation du modèle POLLUTE. Les informations obtenues avec cette partie de l'étude viennent confirmer l'hypothèse selon laquelle les racines présentes dans la CRH consomment une quantité significative d'oxygène, et dont la réactivité peut se comparer à celle d'un résidu minier faiblement sulfureux. Ce chapitre consiste en un article qui a été publié dans la *Revue canadienne de géotechnique* en 2020 par Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B. et Maqsoud, A.

#### 5.1 Abstract

Covers with capillary barrier effects (CCBE) are multilayered oxygen barrier covers used in humid climates to reclaim reactive mine tailings and limit the generation of

---

<sup>3</sup> Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., and Maqsoud, A. 2020. Oxygen migration through a cover with capillary barrier effects colonized by roots. Canadian Geotechnical Journal. 57(12): 1903-1914. <https://doi.org/10.1139/cgj-2019-0515>

acid mine drainage. Once constructed, CCBEs are colonized by surrounding plants. Roots modify water storage and respire oxygen. The performance of CCBEs could evolve over time due to root colonization. Twenty-five plots with varying vegetation were investigated at a seventeen-year-old CCBE in the mixed forest of Québec, Canada. Geotechnical parameters and root colonization of the moisture-retaining layer (MRL) of the CCBE were characterized. The performance of the MRL to control oxygen migration was assessed using oxygen consumption tests and numerical modeling. Despite root colonization at the surface of the MRL, oxygen fluxes generally complied with the CCBE's design criteria. Roots presence created oxygen consumption in the MRL, which could be expressed with a reactivity coefficient ( $K_r$ ). A positive correlation ( $R^2 = 0,65$ ) was found between root length density and  $K_r$ . Oxygen consumption by root respiration helped to lower oxygen fluxes by 0,5 to 76 g/m<sup>2</sup>/yr with an average of 13 g/m<sup>2</sup>/yr. These results will help to better understand the influence of roots on CCBEs' performance to control oxygen migration.

## 5.2 Introduction

One of the most significant environmental risks in mine tailings storage facilities (TSF) is the formation of acid mine drainage (AMD). AMD occurs due to the oxidation of sulfide minerals when they are exposed to water and atmospheric oxygen. The AMD is generally characterized by low pH values and high metal concentrations (Kleinmann et al. 1990; Blowes et al. 2003; Demers et al. 2009). In humid climates such as that of Québec, where the average annual precipitation is around one meter per year (Government of Canada 2016), preventing water infiltration into tailings can be challenging. Therefore, limiting oxygen migration to the reactive tailings is usually the preferred reclamation approach in such regions (Aubertin et al. 2000; Johnson and Hallberg 2005). Several techniques currently exist for controlling oxygen migration, including: water covers (e.g. Aubertin et al. 1999; Yanful et al. 2004; Awoh et al. 2012) and engineered soil covers (Yanful et al. 1999; Aubertin et al. 1995) such as monolayer

covers with elevated water table (e.g. MEND 1996; Ouangrawa et al. 2006; Demers et al. 2008), geosynthetic clay liners (Adu-Wusu and Yanful 2006; Renken et al. 2005) and covers with capillary barrier effect (CCBE) (Nicholson et al. 1989; Yanful et al. 1993a,b; Wanful et al. 1999; Aubertin et al. 1995; Aubertin et al. 1999; Lundgren 2001; MEND 2001; MEND 2004; Bussière et al. 2003; Bussière et al. 2006; Molson et al. 2008).

A CCBE is an oxygen barrier cover that is comprised of a minimum of three layers (Aubertin et al. 1995). Its effectiveness as an oxygen barrier is based on its capacity to maintain a (fine-grained) moisture-retaining layer (MRL) at a high degree of saturation ( $S_r$ ). Because oxygen migrates  $10^3$  to  $10^4$  times more slowly in water than in air (Hillel 1998; Chapuis and Aubertin 2003), the saturation of the MRL limits oxygen fluxes. High saturations can be maintained in the MRL by placing layers of coarse-grained materials above [protection layer (PL)] and below [capillary break layer (CBL)] the MRL (Aubertin et al. 1995; Bussière et al. 2003; Morel-Seytoux 1992). CCBEs reported in the literature typically aim to maintain  $S_r$  values in the MRL greater than 85% and have  $O_2$  fluxes below  $20$  to  $40 \text{ g.m}^{-2}.\text{yr}^{-1}$  (Nastev and Aubertin 2000; Ricard et al. 1997; Dagenais et al. 2001). CCBE design is performed using the hydrogeological properties of the cover materials (e.g., porosity, saturated hydraulic conductivity, and water retention curves) and the boundary conditions applied to the cover system (e.g., precipitation, evaporation, transpiration and water table level). Studies on the design and *in situ* testing of CCBEs have been documented in numerous publications (e.g., Nicholson et al. 1989; Yanful et al. 1993a,b; Yanful et al. 1999; Aubertin et al. 1995; Aubertin et al. 1999; Lundgren 2001; MEND 2001; MEND 2004; Bussière et al. 2003; Bussière et al. 2006; Molson et al. 2008).

Following construction, CCBEs can support vegetation, which can be established either through active revegetation that is part of a reclamation design (Tordoff et al. 2000), or through natural recolonization (Guittonny-Larchevêque et al. 2016, Smirnova

et al. 2011). It has been demonstrated that CCBEs meet or exceed performance expectations in the short and medium term (<10 years) (Dagenais et al. 2001; Bussière et al. 2006; Bussière et al. 2009; Mbonimpa et al. 2011), despite possible influences from vegetation. In the longer term, roots could have significant and contrasting impacts on important parameters controlling the effectiveness of CCBEs. For example, root colonization could modify the porosity of the cover's material (Bodner et al. 2014; Sasal et al. 2006; Angers and Caron 1998), create preferential pathways (Scanlon and Goldsmith 1999), change the materials' water retention curve (Jotisankasa and Siritannachat 2017), decrease the degree of saturation or increase suction through water pumping (Yan and Zhang 2015), and finally consume oxygen via respiration (Lambers et al. 2008). However, the overall influence of vegetation on the performance of CCBEs has not yet been documented, thus there is a strong need to better understand potential long-term impacts.

The effect of plants on CCBE effectiveness likely could change with plant type and species. Since most herbaceous plants have shallow root systems located in the first 50 cm of soil (Jackson et al. 1996), a thick protection layer at the surface of a CCBE should be able to limit the impacts of such species. In contrast, trees and shrubs grow deeper root systems (Jackson et al. 1996) that can reach depths of 75 to 200 cm in dry soils of the boreal forest (Strong and La Roi 1983). Thus, woody roots could potentially penetrate the MRL of a CCBE in forested environments. However, some root growth can be limited by highly saturated soils (Boggie 2016). In such cases, species with tolerances to high saturations, such as willows and poplars (Jackson and Attwood 1996; Gong et al. 2007), could still be considered as threats to the MRL. Fine roots (< 2 mm diameter) will absorb most of the water (Lambers et al. 2008), and their total length in a given soil volume is a good indicator of overall water consumption (Zhang et al. 2009). Oxygen consumption rates generally increase with root length density (RLD) (Cook et al. 2007) but respiration rate of roots decreases while in highly saturated soil (Cook and Knight 2003).

The main goal of this study was to characterize the geotechnical and root colonization properties of a 17-year-old CCBE at a mine site in Québec, Canada. The performance of the CCBE was evaluated with respect to its ability to limit oxygen fluxes passing through the cover to values lower than the established design criteria of 20 to 40 g of  $O_2/m^2/year$  (Nastev and Aubertin 2000). Oxygen consumption tests (OCTs) were used to estimate oxygen fluxes. Following its construction, the CCBE was gradually recolonized by the surrounding vegetation of the mixed forest. The impacts of different vegetation types and species (i.e., herbaceous, broadleaf, coniferous) are considered here, with a focus on woody species. The relationships between the morphological parameters of roots colonizing the MRL (i.e., RLD, biomass, and diameter) and the parameters influencing  $O_2$  diffusion into the materials [i.e., degree of saturation ( $S_r$ ), reactivity coefficient ( $K_r$ ), effective diffusion coefficient ( $D_e$ ), and porosity ( $n$ )] are also studied. The present work links geoenvironmental engineering with plant biology and will enable better integration of the effects of vegetation into the design of CCBEs.

The main research hypotheses were: i) roots exist primarily in the upper portion of the MRL due to the high  $S_r$  in deeper parts of the MRL, and under typically deep-rooted species like *Salix sp.*; ii) a negative correlation exists between RLD, and the  $S_r$  of the MRL; iii) roots colonizing the MRL consume oxygen, resulting in increases in observed  $K_r$  values; iv) a positive correlation exists between RLD and  $K_r$ .

### 5.3 Materials and methods

#### 5.3.1 Experimental site

The Lorraine mine site is located near Latulipe-et-Gaboury in the Témiscamingue region of Québec ( $47^\circ 24' 00'' N$ ,  $79^\circ 00' 00'' W$ ). Gold, silver, copper, and nickel were extracted for a total of four years (from 1964 to 1968), after which the mine was abandoned leaving behind approximately 600,000 tons of acid-generating tailings over an area of 15,5 ha (Dagenais et al. 2001; Genty et al. 2016). In 1999, the Québec

Ministry of Energy and Natural Resources decided to reshape the tailings storage facility, build a CCBE over the tailings, install limestone drains to passively treat acidic effluents (Nastev and Aubertin 2000; Potvin 2009), and implement a monitoring program (Dagenais et al. 2001). Since then, the site has returned to a seminatural state, with native vegetation growing over the CCBE. The site is in the Balsam fir-yellow birch domain and is surrounded by a mixed forest (MFFP 2016). A mature jack pine plantation can be found nearby (Guittonny-Larchevêque et al. 2016). Colonization of the CCBE by native vegetation was studied from 2003 to 2008 (Smirnova et al. 2011) and later in 2015 (Guittonny-Larchevêque et al. 2016a) to identify the dominant plant species as well as their cover and density levels. The average monthly precipitation at the site varies between 36 mm (February) and 96 mm (August) for a yearly total of 837 mm. The water table is close to the surface in the northern portion of the CCBE, but can reach up to 2 m deep in the southern portion (Bussière et al. 2009). The average daily temperature ranges between -15 °C in January and +18 °C in July (Government of Canada 2016).

The main technical objectives for the CCBE were to maintain a minimum  $S_r$  of 85% in the MRL at all times, and to have maximum oxygen fluxes reaching the tailings of 20 to 40 g/m<sup>2</sup> year (Dagenais et al. 2001). The materials used in the construction of the CCBE were characterized for their grain-size distribution (GSD), Effective diffusion coefficient ( $D_e$ ), saturated hydraulic conductivity ( $k_{sat}$ ), water retention properties, and dry density. Using these properties, a three-layered design was selected that was comprised, from bottom to top, of: (1) a 30-cm thick uniform sand (SP) (according to the USCS classification; Bowles 1984) capillary break layer; (2) a 50-cm thick non-plastic inorganic silt (ML) moisture-retaining layer; and (3) a 30-cm thick sand and gravel protection layer used to minimize the effects of evaporation and erosion on the MRL (Dagenais et al. 2001) (Tableau 5.1). More information on the design and the configuration of the CCBE can be found in Nastev and Aubertin (2000), Dagenais et al. (2001), Dagenais et al. (2005a) and Bussière et al. (2009).

Tableau 5.1 Properties of materials used in the Lorraine CCBE (Data from Dagenais et al. 2001 and Proteau et al. 2020a)

Material	$D_{10}$ (mm)	$C_u$	$G_s$	$k_{sat}$ (cm/s)	AEV (kPa)	$D_e$ ( $m^2/s$ )
Silt (MRL)	0,001 to 0,002	5,1 to 7,1	2,8	$2,2 \times 10^{-6}$ to $1,1 \times 10^{-5}$ (n from 0,38 to 0,48)	28,4 to 49,0 (n from 0,38 to 0,46)	$3,1 \times 10^{-9}$ (Sr = 0,91, n = 0,39)
Sand	0,06 to 0,15	2,5 to 3,3	2,7	$7,2 \times 10^{-3}$ (n = 0,38)	2,5 (n = 0,38)	-

$D_{10}$  and  $D_{60}$ : grain diameter at 10% and 60% passing, respectively;  $C_u$ : coefficient of uniformity ( $D_{60}/D_{10}$ );  $G_s$ : specific gravity; n: porosity

### 5.3.2 Vegetation

In 2012, most of the woody vegetation was removed from the CCBE using an excavator. In 2015, a monitoring study found that herbaceous species (e.g.: *Poaceae*, *Cyperaceae*, *Ericaceae*, shrubs and trees were present on the site (Guittonny-Larchevêque et al. 2016). Overall, 15 different woody species were found during the study, accounting for 51 to 75% of the total plant cover. Of these species, five of them each accounted for more than 10% of the number of woody individuals per square meter: balsam poplar, [*Populus balsamifera* L.] (28%); alder, [*Alnus rugosa* (Du Roi Spreng] (22%); willows, [*Salix* Sp.] (16%); black spruce, [*Picea mariana* (Mill.)] (14%); trembling aspen, [*Populus tremuloides* Michx] (12%). Four of these species were selected for the present study, including one per genus. *Populus balsamifera* was selected over *tremuloides* due to a higher number of individuals on site. The mean measured age of individuals was, in 2016, over seven years old, despite the 2012 efforts to control the vegetation (Guittonny-Larchevêque et al. 2016).

### 5.3.3 Experimental design

Five squares monitoring zones (50×50m) were randomly selected in the southern portion of the CCBE (Figure 5.1). The southern part was selected because the water

table is below the CCBE, while in the northern part the water table is inside the MRL. Thus, in the northern part the performance of the CCBE may be independent of the presence of vegetation. In each zone, five plots corresponding to five different vegetation types were randomly selected. The five vegetation types corresponded to one of the four dominant woody species (*Populus balsamifera*, *Alnus rugosa*, *Salix* Sp. and *Picea mariana*) or to dominant herbaceous vegetation. Young woody individuals were occasionally found on the herbaceous plots, but this was assumed to have no impact on the MRL. All plots dominated by a woody species needed to have at least one individual of the selected species with a minimum age of five years old. Other species could also be found on each plot, but the targeted species were clearly dominant (> 50%) in terms of aerial biomass.

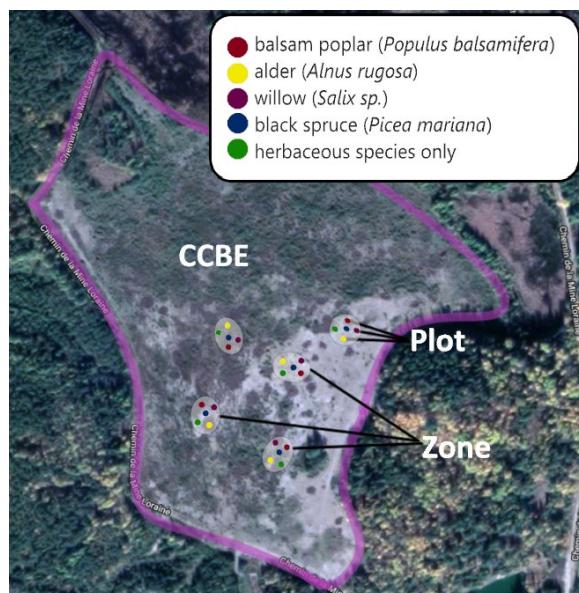


Figure 5.1 Position of monitoring zones and plots on the Lorraine CCBE where the sampling and the OCTs were performed (image from Google, ©2019 CNES / Airbus, Maxar Technologies, Données cartographiques ©2019)

### 5.3.4 Oxygen consumption tests

Oxygen consumption tests were first developed by Elberling et al. (1994). They consist in a closed and monitored gas chamber over tailings and are used as a rapid and precise method for determining instantaneous sulfide oxidation rates. This method assumes that the oxygen migration into tailings is mainly due to diffusion (Nicholson et al. 1989). Fluxes entering tailings are therefore modeled using Fick's second law with first order reaction kinetics (Eq. 5.1).

$$D_e \frac{d^2 C}{dz^2} - K_r C = 0 \quad (\text{Eq. 5.1})$$

where  $D_e$  is the effective diffusion coefficient of oxygen,  $C$  is the oxygen concentration,  $z$  is depth, and  $K_r$  is the reactivity coefficient of the material. Assuming the boundary conditions  $C(z) = C_0$  at  $z = 0$  and  $C(z) = 0$  as  $z \rightarrow \infty$ , the steady-state oxygen flux at the top of the tailings can be estimated by Eq. 5.2 (Elberling et al. 1994).

$$F_{s0} = C_0 \sqrt{K_r D_e} \quad (\text{Eq. 5.2})$$

where  $C_0$  is the initial concentration of oxygen in the chamber's headspace. When the area ( $A$ ) and volume ( $V$ ) of the headspace are known,  $K_r D_e$  can be obtained from the slope of the plot of  $\ln\left(\frac{C}{C_0}\right)$  vs. time ( $t$ ). For further details on this OCT method, the interested reader is referred to Elberling et al. (1994) and Elberling et al. (1996).

In the present study, OCTs were performed to assess the impact of roots on the oxygen fluxes migrating through the CCBE at Lorraine. Whereas the original OCT method proposed by Elberling et al. (1994) was intended to determine oxygen fluxes passing through reactive tailings at the surface, Mbonimpa et al. (2003) and Dagenais et al. (2012) proposed a modified method to evaluate oxygen fluxes reaching reactive tailings underneath oxygen barrier covers, such as CCBEs. Their method uses longer cylinders to penetrate through the depth of a cover, as well as longer measurement

periods (typically from 3 to 5 days). Since longer measurement periods usually violate the assumption of a steady-state flux, oxygen fluxes must then be calculated using a numerical model instead of the simplified Fick's second law (Eq. 5.2). At the Lorraine site, OCTs were performed using a 10-cm diameter aluminum cylinder that was inserted into the CCBE such that the whole depth of the MRL was penetrated (Figure 5.2). The cylinder was then sealed with a cap to create a headspace with a height between 1 and 10 cm. Decreases in the concentration of oxygen in the headspace were monitored using a portable gas chromatograph (GC; HDTs 3000 Micro GC Gas Analyzer,  $\pm 10$  ppm) over a period of 3 to 5 days just after cylinder insertion (Proteau et al. 2019). Eventual roots enclosed in the cylinder were assumed to respire O<sub>2</sub> during the test at the same rate as before cylinder placement. However, after the aerial part of the plant was removed and roots were cut, in this case by the cylinder placement, the rate of oxygen consumption could vary. Nevertheless, it has been shown to remain the same (Makita et al. 2013) or to decrease slowly during the first couple of days after the section of roots (Lipp and Andersen 2003; Marshall and Perry 1987). The assumption of constant respiration by roots despite cylinder placement thus produces realistic yet slightly conservative results for oxygen consumption by roots in the MRL.

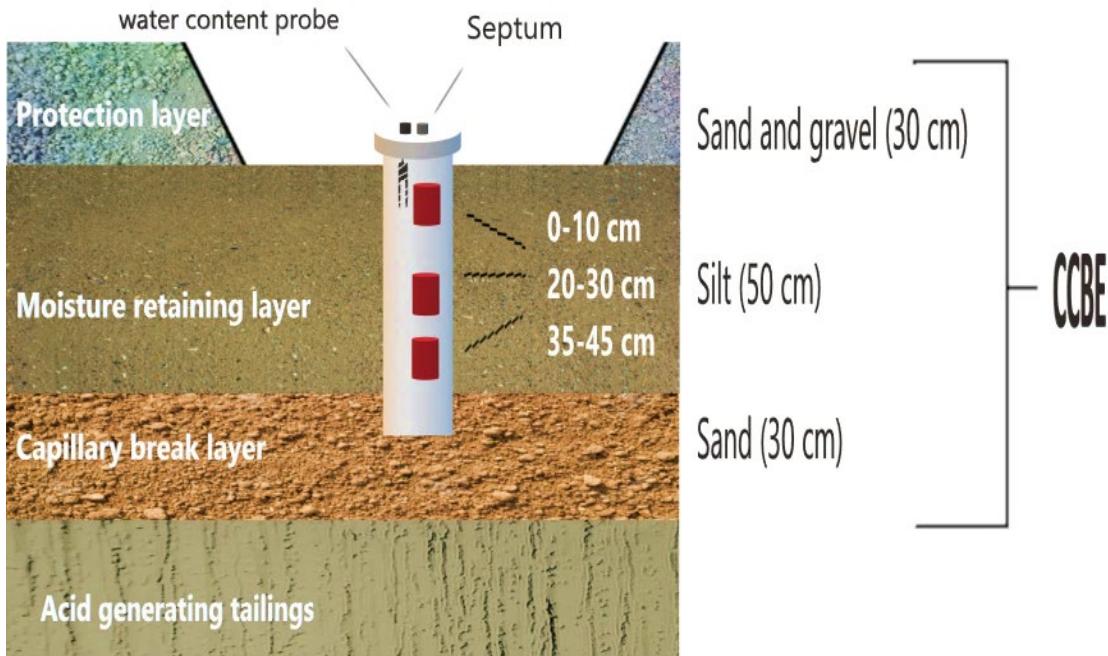


Figure 5.2 Configuration of the CCBE at the Lorraine site, schematic representation of setup for oxygen consumption test and sampling locations (shown in red) for root coring in the OCT cylinder inserted through the moisture retaining layer of the CCBE

Oxygen and CO<sub>2</sub> concentrations in the headspace were measured periodically using a syringe and the portable gas chromatograph. The volume extracted with the syringe was about 1 ml which brought the total air extraction to an average of 12 ml. The headspace volume being 1800 ml on average, the extraction impact on pressure differential was considered negligible. Volumetric water contents ( $\theta_w$ ; VWC) were measured using an ECH<sub>2</sub>O EC-5 probe ( $\pm 0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ ) that was inserted vertically at the surface of the MRL (0 - 5cm). A matrix-specific calibration was performed on the EC-5 probe in the lab using a soil sample from the CCBE. The volumetric water content was measured every 5 minutes, and CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub> concentrations were measured every 2 hours. For each zone, five OCTs were performed and each test was conducted in plots with different vegetation types. This process was repeated for the five zones (25 OCT in total). The plots were named according to the vegetation type [A: *Alnus rugosa*, E: *Picea mariana* ("Épinette" in French), H: Herbeaceous only, P: *Populus balsamifera*, S:

*Salix* Sp.] and the zone's number from 1 to 5. (eg. Plot P4 was the *Populus balsamifera* containing plot of the fourth zone where the OTCs were made). Oxygen flux through the CCBE was determined by using the POLLUTE software (Rowe et al. 1998). This software solves the second Fick's law, with oxygen concentration data from the headspace and the MRL's material properties as the input data. The following parameters were also required: equivalent porosity ( $\theta_{eq}$ ), Darcy's velocity ( $v = 0$ ), the half-life degradation ( $t^{*1/2}$ ), and the coefficient of hydrodynamic dispersion ( $D^* = D_e \theta_{eq}^{-1}$ ). The equivalent porosity (Eq. 5.3) is a parameter that was introduced to account for the oxygen transport that occurs in both air- and water-filled pores (Elberling et al. 1994; Aubertin et al. 1999; Aubertin et al. 2000).

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad (Eq. 5.3)$$

where  $\theta_a$  is the volumetric air content,  $\theta_w$  is the volumetric water content and  $H$  is the dimensionless Henry's equilibrium constant ( $\sim 0,03$  at  $20^\circ C$ ). The  $D_e$  parameter was estimated using a semi-empirical expression (developed by Aachib et al. 2004) that is based on the porosity and the volumetric air and water contents of the material (Eq. 5.4).

$$D_e = 1/n^2 (D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w}) \quad (Eq. 5.4)$$

where  $D_a^0$  and  $D_w^0$  are the  $O_2$  diffusion coefficients in air and water, respectively; and  $p_a$  and  $p_w$  are related to the tortuosity of the interstitial gas and liquid phases, respectively. As suggested by Aachib et al. (2004) values,  $p_a = p_w = 3,4$  were used.

In various models that aims to define oxygen diffusion in reactive material, a parameter is included to define the reactivity of a soil called the reactivity coefficient ( $K_r$ ). Because the MRL is made of an inert silty material, in the initial model  $K_r=0$  was used. Roots, on the other hand, could consume oxygen during their respiration (Lambers et al. 2008), thus creating a biologic-based  $K_r$ . Since respiration also produces  $CO_2$ , oxygen depletion from respiration should be coupled with an increase

in CO<sub>2</sub> concentrations. After the initial simulation of the OCTs using K<sub>r</sub> = 0, an iterative method was used to find a K<sub>r</sub> to explain the differences between the *in situ* measurements and modeled values. In POLLUTE, K<sub>r</sub> cannot be directly inserted but is related to a half-life constant as shown in Eq. 5.5.

$$t_{1/2}^* = \ln 2 / K_r^* = \theta_{eq} \frac{\ln 2}{K_r} \quad (Eq. 5.5)$$

Using these parameters and Eq. 5.6, it is possible to calculate the oxygen flux reaching the tailings at the bottom of the MRL (Mbonimpa et al. 2003).

$$F_{SR,L} = F_{S,L} + 2K_r^* F_{S,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left[ \frac{(-1)^i}{i^2 \pi^2 D_e^* + K_r^*} \right] \quad (Eq. 5.6)$$

where F<sub>S,L</sub> is defined by Eq. 5.7, K<sub>r</sub><sup>\*</sup> is defined in Eq. 5.8, D<sub>e</sub><sup>\*</sup> is defined in Eq. 5.9, and L is the depth of the MRL.

$$F_{S,L} = \frac{C_0 D_e}{L} \quad (Eq. 5.7)$$

$$K_r = \theta_{eq} K_r^* \quad (Eq. 5.8)$$

$$D_e = \theta_{eq} D_e^* \quad (Eq. 5.9)$$

### 5.3.5 Soil characterizations

After the OCTs, three samples with a diameter of 8 cm and height of 10 cm were taken directly in the cylinder at depths of 0-10 cm, 20-30 cm, and 35-45 cm (Figure 5.2). These samples were washed and sieved to collect the roots. Roots were scanned and the images were analysed using WinRHIZO (regular version, Regent Instruments, Inc., Sainte-Foy, Québec). This software provides the root volume density (total root volume / volume of soil sample) and root length density (RLD = total root length / volume of

soil sample) of the sample, which are indicators of root colonization (Guittonny-Larchevêque et al. 2016b). Roots were also oven-dried for 48 h at 65 °C to measure the dry root mass of the samples (normalized to the soil volume). Soils were also sampled at two locations in each plot that were 50 cm from the center of the plot (Figure 5.3). Three samples were collected at depths of 0-10 cm, 20-30 cm, and 35-45 cm (R samples), for a total of nine samples per plot (including the three cores inside the OCT cylinder). These samples were processed the same way as those taken from the OCT cylinders.

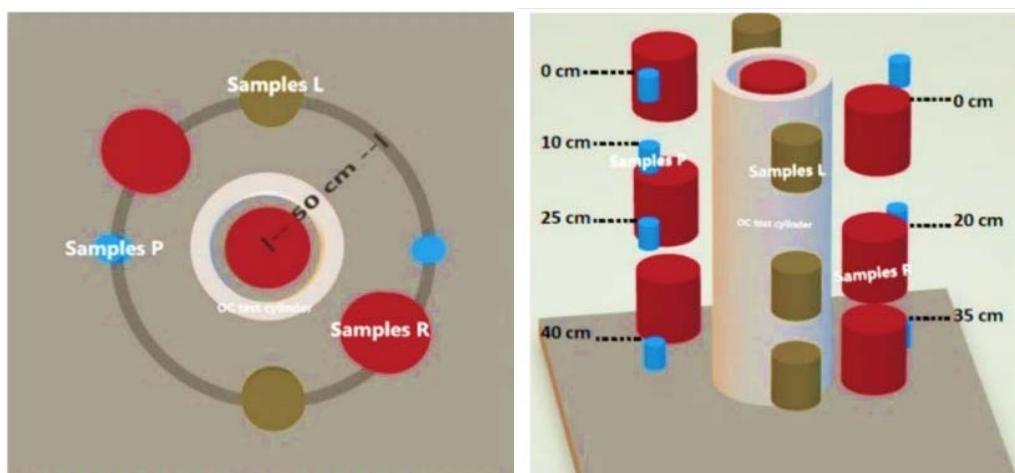


Figure 5.3 Top view (left) and side view (right) of sampling locations for root parameters (R samples); grain-size distribution and degree of saturation (L samples); and porosity and macroporosity (P samples)

Additionally, a double-cylinder core sampler of 100 cm<sup>3</sup> was used to take eight undisturbed samples per plot at four different depths (0-5 cm, 10-15 cm, 25-30 cm, and 40-45 cm from the top of the MRL; P samples; Figure 5.3). The variation of porosity as a function of depth in the MRL was measured by saturating the samples with water under vacuum, then fully drying the samples in an oven at 100 °C. The total porosity of each sample was calculated using Eq. 5.10.

$$\frac{\text{Saturated sample mass} - \text{dry sample mass}}{\text{Sample volume}} = n \quad (\text{Eq. 5.10})$$

Six bulk samples per plot were collected with an auger at depths of 0 cm, 20 cm, and 35 cm (L samples; Figure 5.3). These samples were used to determine GSD (Malvern Mastersizer 2000 Laser Diffraction,  $\pm 0,02 \mu\text{m}$ , ASTM designation: D422-63) and gravimetric water content (oven drying for 48 hours at  $60^\circ\text{C}$ ; ASTM D2216-10). Degrees of saturation ( $S_r$ ) were calculated at various depths using mass-volume relationships. Organic matter (OM) contents were also measured using the calcination method (burning at  $375^\circ\text{C}$  for 16 hours and weighing before and after; MA. 1010 – PAF 1,0). This method had a limit of detection of  $\sim 1\%$ . All samples used for OM analyses were taken at 50 cm from the center of each plot.

### 5.3.6 Statistical analyses

Linear relationships were analysed with Pearson correlation tests with a p-value  $< 0,05$  significance level between root parameters (RLD, root biomass density, and root volume density) and soil parameters ( $K_r$ , n, and  $S_r$ ). The effects of sampling depth on the soil parameters used in the CCBE performance assessment with POLLUTE (n and  $S_r$ ) and root length density were tested with one-way ANOVA analyses using depth as the fixed factor and zone as the random factor. Analyses were performed with XLSTAT with an  $\alpha$  of 0,05.

## 5.4 Results

### 5.4.1 Soil properties of the MRL

Of the 25 OCTs that were performed, 18 produced data that were interpreted. Tableau 5.2 shows the values obtained from the various characterizations performed on the 18 plots. In those plots, the porosity varied from 0,29 to 0,38 ( $\bar{x} = 0,34 \pm 0,03$  1SD). The  $D_{10}$  and  $D_{60}$  varied from 1,87 mm to 3,57 mm ( $\bar{x} = 2,47 \text{ mm} \pm 0,42$  1SD) and 10,68 mm to 23,44 mm ( $\bar{x} = 16,46 \text{ mm} \pm 3,39$  1SD), respectively, across all plots. Due to the low variability in porosity and GSD, the plots were considered to be similar from a

hydrogeological perspective. The volumetric water content was measured at the top of the MRL and varied from 0,22 to 0,37 ( $\bar{x} = 0,32 \pm 0,04$  1SD). The degree of saturation ranged from 0,76 (at plot S1; only four measurements were  $< 0,85$ ) to 0,99 (at plots A2, E2, H2, P3, S2). The mean  $S_r$  was  $0,93 \pm 0,07$  (1SD). The  $S_r$  values used for each plot were the average value measured by the  $\text{ECH}_2\text{O}$  EC-5 probe during the whole OCT. The root length density was highly variable, with a minimum of  $17 \text{ m/m}^3$  and a maximum of  $5303 \text{ m/m}^3$  ( $\bar{x} = 1653 \pm 1700$  1SD).

#### 5.4.2 Oxygen consumption tests

After comparing the results of field measurements with the results obtained by numerical modelling (using the measured soil properties), the plots were separated into two distinct groups (A and B). Plots in Group A, which included A2, A5, E1, E2, E5, H1, H2, H3, H5, P1, P3, P5, S2, and S5, generally showed slower or similar modeled rates of oxygen consumption with respect to the field measurements. In contrast, Group B, which included plots A3, E3, S1, and S3, had modelled oxygen consumption rates that were faster than those calculated from field measurements. Further details on each group are provided below.

##### 5.4.2.1 Group A

For Group A ( $N = 14$ ), it appeared that oxygen was migrating on par with or slightly faster than what was predicted by POLLUTE without reactivity (see Figure 5.4). All group A plots had  $S_r$  values above 0,85 (see Tableau 5.3). One assumption to explain these discrepancies could be the consumption of oxygen by roots. Including a  $K_r$  value  $> 0$  in the numerical model to take into account oxygen consumption by roots improved the fit of the model with respect to measured  $\text{O}_2$  concentrations (Figure 5.4). The  $K_r$  values were inferred and varied between  $1,2\text{E}-8 \text{ sec}^{-1}$  and  $1,0\text{E}-5 \text{ sec}^{-1}$ , with a mean value of  $1,4\text{E}-6 \text{ sec}^{-1}$ .

Tableau 5.2 Porosity ( $N = 8$  per plot), grain size properties ( $N = 6$  per plot) Volumetric Water Content (VWC), Water Saturation level (Sr) and Root Length Density (RLD) of the MRL at plots used for the OCTs. VWC, Sr, and RLD were measured directly in the 0-10 cm sample

Dom. Sp. Plot ID	Alnus Rubosa			Pinus mariana			Herbaceous plants			Populus balsamifera			Salix sp.					
	A2	A3	A5	E1	E2	E3	E5	H1	H2	H3	H5	P1	P3	P5	S1	S2	S3	S5
<b>VWC</b>	0.33	0.37	0.38	0.31	0.33	0.36	0.36	0.30	0.36	0.34	0.35	0.31	0.38	0.37	0.29	0.36	0.33	0.36
<b>1SD</b>	$\pm 0.02$	$\pm 0.03$	$\pm 0.02$	$\pm 0.04$	$\pm 0.03$	$\pm 0.01$	$\pm 0.02$	$\pm 0.02$	$\pm 0.03$	$\pm 0.02$	$\pm 0.03$	$\pm 0.02$	$\pm 0.02$	$\pm 0.02$	$\pm 0.04$	$\pm 0.03$	$\pm 0.01$	$\pm 0.02$
<b>S<sub>r</sub></b>	0.99	0.83	0.90	0.95	0.99	0.83	0.95	0.98	0.99	0.96	0.90	0.95	0.99	0.97	0.76	0.99	0.80	0.97
<b>RLD (m.m<sup>-3</sup>)</b>	556	2781	603	17	1118	4917	335	436	706	2864	225	1130	1764	744	5303	236	4435	1587
<b>D<sub>10</sub> (µm)</b>	2.49	2.35	2.55	2.45	2.63	2.90	2.56	2.41	2.53	1.95	2.54	2.52	2.28	2.47	2.61	3.64	2.17	2.54
<b>1SD</b>	$\pm 0.18$	$\pm 0.2$	$\pm 0.12$	$\pm 0.18$	$\pm 0.2$	$\pm 0.23$	$\pm 0.13$	$\pm 0.12$	$\pm 0.21$	$\pm 0.16$	$\pm 0.15$	$\pm 0.17$	$\pm 0.13$	$\pm 0.17$	$\pm 0.17$	$\pm 0.18$	$\pm 0.15$	$\pm 0.19$
<b>D<sub>60</sub> (µm)</b>	17.62	22.79	16.70	17.37	17.06	24.22	16.99	17.10	17.73	11.21	15.63	16.80	16.61	16.46	17.80	19.73	13.55	17.79
<b>1SD</b>	$\pm 0.63$	$\pm 0.17$	$\pm 1.16$	$\pm 0.98$	$\pm 1.08$	$\pm 0.61$	$\pm 0.93$	$\pm 1.09$	$\pm 0.59$	$\pm 1.09$	$\pm 0.61$	$\pm 0.62$	$\pm 1.12$	$\pm 1.76$	$\pm 1.27$	$\pm 0.71$	$\pm 0.5$	$\pm 0.62$

The  $D_e$  values were calculated and varied between  $1,94E-11 \text{ m}^2\text{sec}^{-1}$  and  $4,09E-9 \text{ m}^2\text{sec}^{-1}$  with a mean value of  $7,14E-10 \text{ m}^2\text{sec}^{-1}$  (Tableau 5.3). These values for  $D_e$  are close to what was expected and previously measured (Dagenais et al. 2001) whereas  $K_r$  values imply an oxygen reactivity. Those results are discussed further in the discussion.

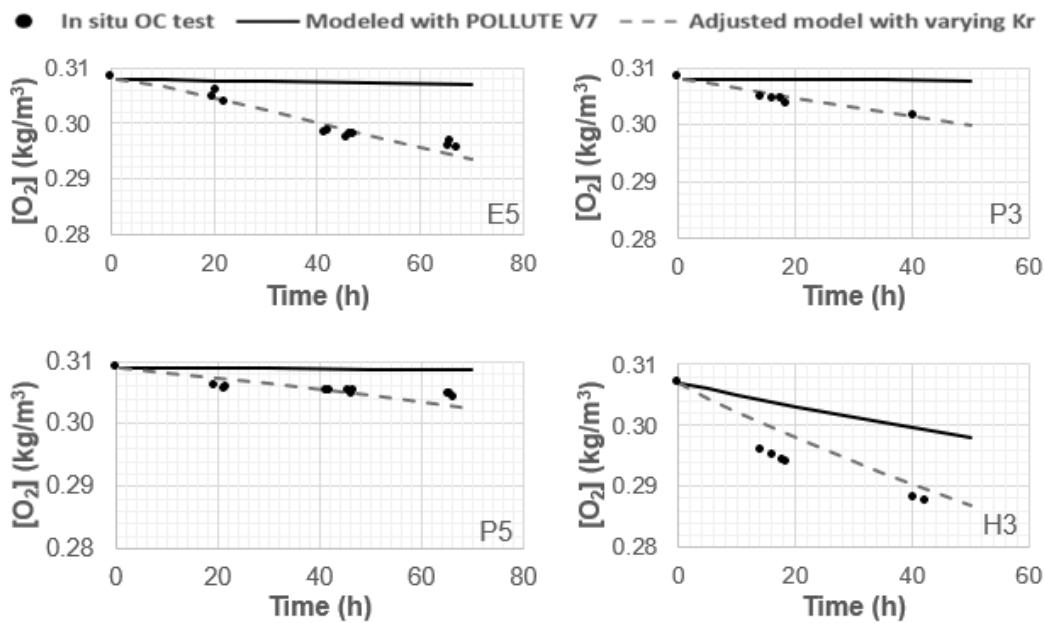


Figure 5.4 Modeling the evolution of  $O_2$  concentrations measured in situ (circles) for the Group A plots E5, P3, P5, and H3 with POLLUTE using: only physical parameters as input data (line;  $K_r = 0$ ) or an adjusted model (dotted line;  $K_r \neq 0$ )

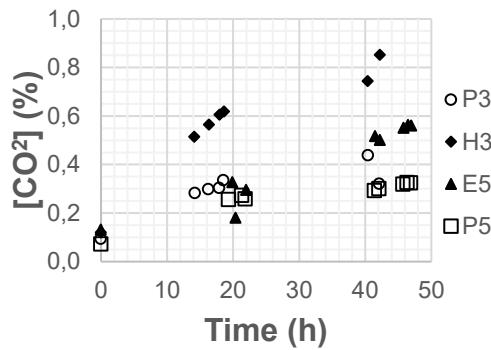


Figure 5.5 Measured  $\text{CO}_2$  concentrations during OCT for the Group A plots E5, P3, P5, and H3

$\text{CO}_2$  production in the OCT cylinders was used to validate that the observed reactivity was due to biological activity, whether from the respiration of roots or decomposition of organic matter. Results from four stations typical of Group A are presented in Figure 5.5. The  $\text{CO}_2$  concentrations increased significantly from atmospheric values ( $\approx 400$  ppm) to values between 3000 and 8000 ppm after 40 hours, thus hinting to the presence

of biological activity. The production of CO<sub>2</sub> did not appear to be due to the presence of organic matter in the soil since the OM concentrations in the MRL were lower than the detection limit of the method, regardless of the sampling depth. Only two plots had OM concentrations that were slightly over the detection limit: 1,11% for E3 and 1,02% for P1. Therefore, the variability in OM concentrations could be attributed to methodological factors and regarded as insignificant. Root length density at the top of the MRL (0-10cm) had the strongest linear correlation with calculated K<sub>r</sub> values ( $R^2 = 0,65$ ,  $p < 0,01$ ) (Figure 5.6).

Tableau 5.3 Calculated reactivity coefficient (K<sub>r</sub>), effective diffusion coefficient (D<sub>e</sub>), and water saturation level (S<sub>r</sub>) for plots in Group A

Plot	S <sub>r</sub>	D <sub>e</sub> (m <sup>2</sup> /sec)	K <sub>r</sub> (sec <sup>-1</sup> )
A2	0,99	2,0E-11	1,3E-06
A5	0,90	4,1E-09	6,2E-08
E1	0,95	4,6E-10	9,6E-08
E2	0,99	1,9E-11	7,5E-07
E5	0,95	3,7E-10	4,5E-07
H1	0,98	3,2E-11	1,9E-08
H2	0,99	2,2E-11	1,4E-06
H3	0,96	2,1E-10	1,0E-05
H5	0,90	4,0E-09	5,7E-07
P1	0,95	4,6E-10	1,2E-08
P3	0,99	2,3E-11	2,4E-06
P5	0,97	1,2E-10	4,2E-07
S2	0,99	2,2E-11	8,8E-07
S5	0,97	1,1E-10	8,1E-07

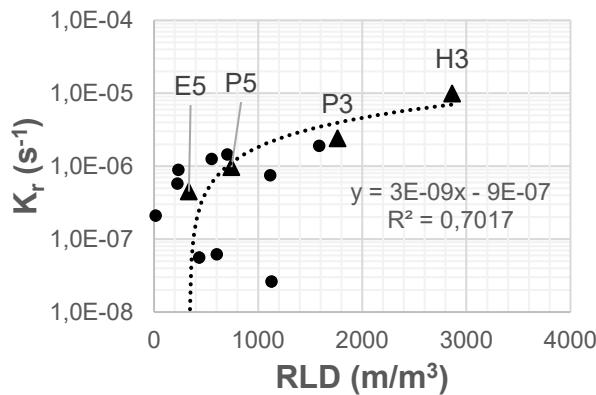


Figure 5.6 Reactivity coefficient ( $K_r$ ) as a function of root length density (RLD) for group A plots, with black triangles to highlight plots E5, P3, P5 and H3 which were presented in previous graphs

#### 5.4.2.2 Group B

Plots in Group B ( $N = 4$ ) showed modelled oxygen consumption rates that were faster than what was observed from field measurements (Figure 5.7). Almost all of the plots in Group B were from Zone 3, and all of the plots had  $S_r$  values  $< 0,85$ . Because  $S_r$  values were only measured near the surface of the MRL, and since a desaturation can be observed at the interface between the PL and the MRL, one possible explanation for the discrepancies between the predicted rates and empirical observations is that the  $D_e$  values could be overestimated if the  $S_r$  values in the entire MRL were underestimated. It has been shown in other work that the deeper parts of the MRL are usually highly saturated (Dagenais et al. 2001).

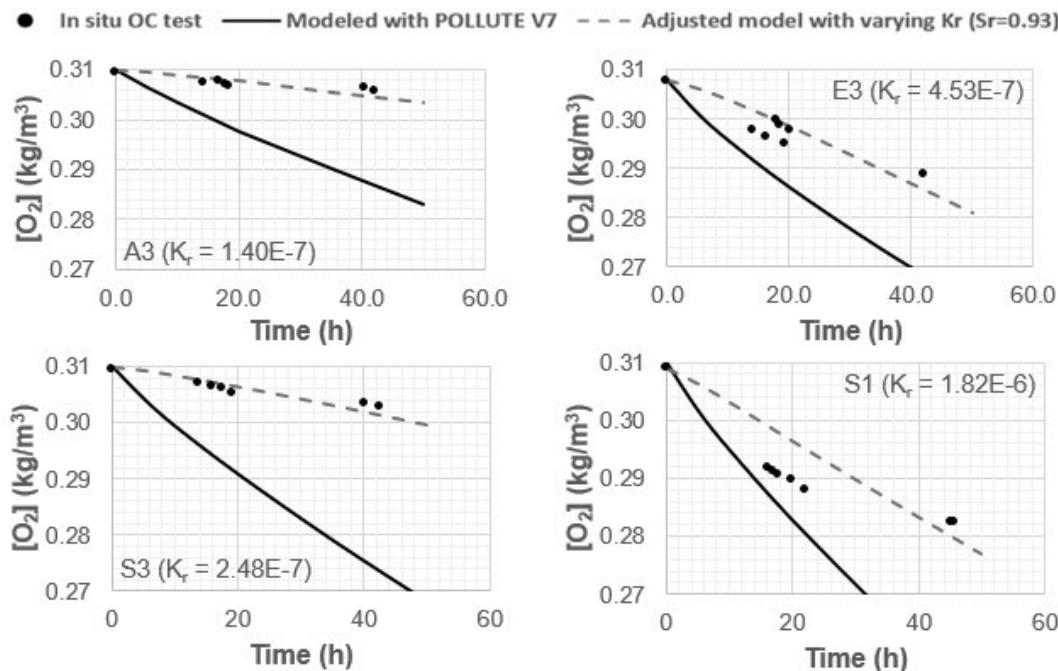


Figure 5.7 Linear models fitted with POLLUTE to the  $O_2$  concentration data measured in situ from the OCTs for plots A3, E3, S1, and S3 (circles). Black lines represent models using only the physical data as input parameters ( $K_r = 0$ ). Dotted lines represent models with adjusted  $S_r$  values ( $S_r = 0.93$ ) and inferred  $K_r$  values ( $K_r \neq 0$ )

Measurements of porosity and water content outside the cylinder were used to calculate the  $S_r$  and to validate this hypothesis for plots in Group B. Porosity was approximately the same across both groups and along the depth of the CCBE, with mean values by depth between 0,34 and 0,37 (Figure 5.8). Degree of saturation values calculated using the samples taken outside the OCT cylinders at different depths showed no significant variation along depth or across groups, with all values  $> 0,85$ , except for the top portion of the MRL for samples in Group B where  $S_r$  values were typically  $< 0,80$  (Figure 5.8). To explain the lower  $\theta_w$  values measured near the top of the MRL in Group B, comparisons of the presence of roots along depth profiles of the MRL were performed. In both groups, RLD was clearly greater at the 0-10 cm interval than in deeper parts of the MRL at a 0,95 confidence interval ( $p$ -value  $< 0,0001$ ) for both groups, as shown in

Figure 5.9. At the Lorraine site, these measurements showed that root impacts were mainly limited to the first 10 cm. The linear correlation analysis revealed that RLD and  $S_r$  were negatively related (Figure 5.10) at the surface of the MRL (0-10cm).

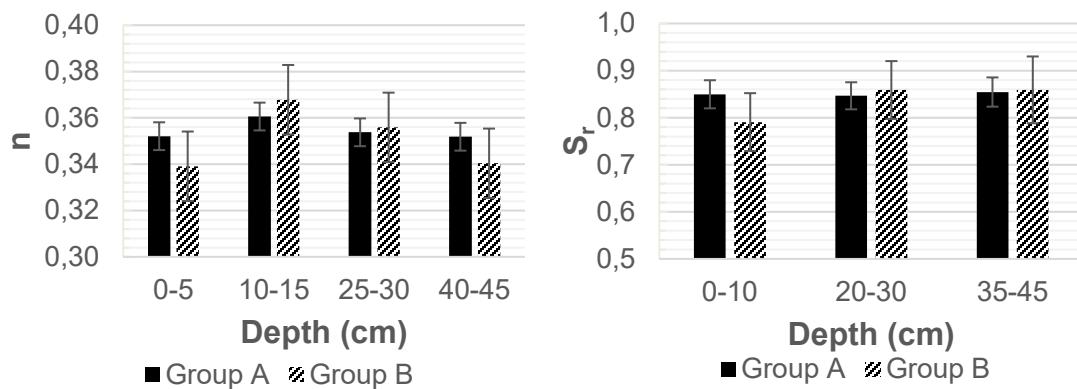


Figure 5.8 (Left) Mean soil porosity ( $n$ ) ( $\pm 1\text{SE}$ ) at increasing depth in the MRL for all plots used in the OCTs ( $N = 25$  for Group A and 7 for Group B); (Right) Mean degree of saturation ( $S_r$ ) values from samples taken outside of the OCT cylinders ( $\pm 1\text{SE}$ ) as a function of depth for all plots used in the OCTs ( $N = 55$  for Group A and 16 for Group B)

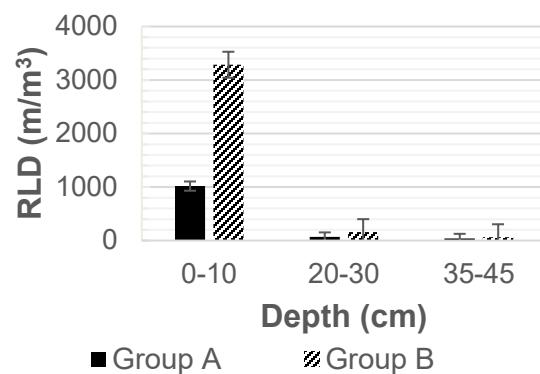


Figure 5.9 Mean root length density (RLD) ( $\pm 1 \text{ SE}$ ) within the MRL as a function of depth for all plots used in the OCTs ( $N = 42$  for Group A and 12 for Group B)

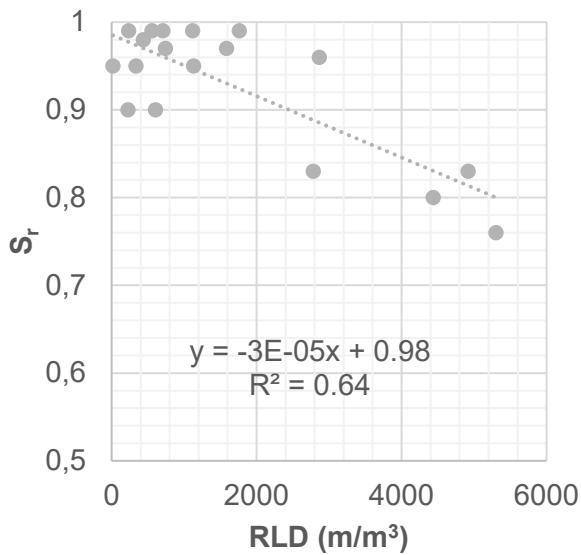


Figure 5.10 Degree of saturation ( $S_r$ ) inside the OCT cylinders at 0-10 cm of the MRL as a function of root length density (RLD) for all plots ( $N = 18$ )

Since the average RLD of Group B ( $3286 \text{ m/m}^3$ ) was three times higher than that of Group A ( $1018 \text{ m/m}^3$ ),  $S_r$  values measured at the top of the MRL were lower in group B than in group A. It is thus fair to assume that the readings of the  $\text{ECH}_2\text{O}$  probe placed in the OCT cylinder were accurate. However, those readings were only from the top 10 cm of the MRL and not representative of the overall saturation of the MRL. Numerical modeling of the group B OCTs' was therefore redone using  $S_r$  more indicative of the whole MRL. Because the observed oxygen consumption rates were relatively low in Group B (especially at plots A3 and S3), the upper end of the standard deviation bracket of Group B's  $S_r$  at depth 35-45 (= 0,93 – see Figure 5.8) was used for modeling the OCTs performed on Group B. Inferred  $K_r$  values for Group B ( $1,40\text{E}-7$  to  $1,82\text{E}-6 \text{ sec}^{-1}$ ), which resulted in improved fits with respect to the observed results, were similar to those measured in Group A (see Tableau 5.4).

Tableau 5.4 Calculated reactivity coefficients, diffusion coefficients, and saturations for Group B plots

Plot	S <sub>r</sub> used	D <sub>e</sub> (m <sup>2</sup> .sec <sup>-1</sup> )	K <sub>r</sub> (sec <sup>-1</sup> )
S1		1,06E-09	1,82E-06
A3		1,37E-09	1,40E-07
E3	0,93	1,33E-09	4,53E-07
S3		1,21E-09	2,48E-07

As was the case with Group A, CO<sub>2</sub> was produced during the OCTs for Group B. Results from the four plots of Group B are presented in Figure 5.11. CO<sub>2</sub> concentrations increased significantly from atmospheric values ( $\approx$  400 ppm) to values between 3000 and 12000 ppm after 40 hours, suggesting the consumption of O<sub>2</sub> by root respiration.

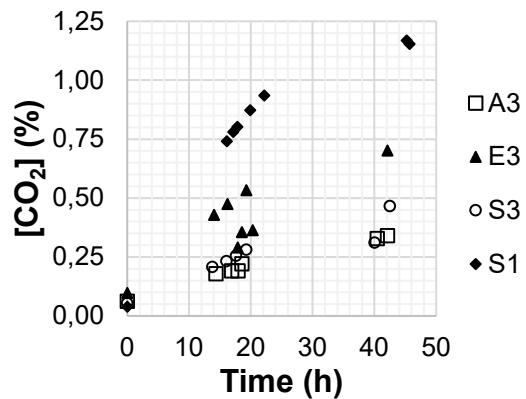


Figure 5.11 Measured CO<sub>2</sub> concentrations during OCTs carried out on plots A3, E3, S1, and S3

#### 5.4.2.3 Oxygen fluxes

Oxygen fluxes at the base of the MRL were calculated using the D<sub>e</sub> and K<sub>r</sub> determined through numerical modeling of the OCTs (Tableau 5.3 and Tableau 5.4; Eq. 5.5). Calculated fluxes represent the effectiveness of the CCBE in terms of controlling oxygen migration into the Lorraine tailings. It is also possible to remove K<sub>r</sub> from Eq. 5.6 to obtain the expected flux if no roots were present. As shown in Figure 5.12, the

flux of O<sub>2</sub> at the base of the MRL stayed under the design objective of 20 to 40 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>year for every plot, except for plot A5, which had a flux of 45,3 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>year. The minimum calculated flux was of 2,3E-5 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>year, and the mean was 2,86 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>year ( $\pm 4,80$  g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>year, 1SD). In contrast, when fluxes were calculated without any reactivity (K<sub>r</sub> = 0) the minimum calculated flux was 0,38 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>year and the maximum was 79,81 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>year ( $\bar{x} = 16,18$  g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>year  $\pm 24,74$ , 1SD). Two plots, H5 and A5, had calculated fluxes that exceeded the design criteria when K<sub>r</sub> was not included in the model. However, in all other cases the flux was either within or lower than the target range.

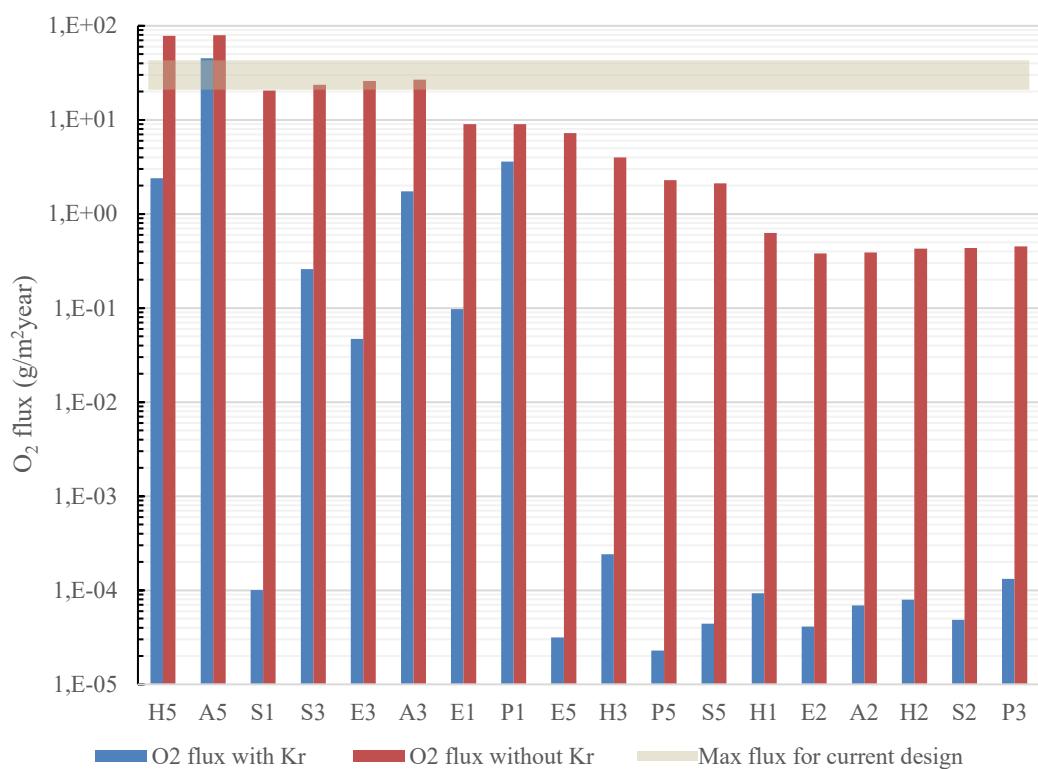


Figure 5.12 Calculated O<sub>2</sub> fluxes at the base of the MRL for all plots, both with and without K<sub>r</sub>. The target range for oxygen fluxes set by the CCBE design criteria is shown in solid grey. Plots are presented in order of increasing S<sub>r</sub> (Sr=0,93 was used for group B)

## 5.5 Discussion

Here will be discussed the colonization of the MRL by roots, its impact on  $S_r$ ,  $K_r$  and the overall impact it has on the oxygen fluxes that go through the MRL.

### 5.5.1 Root colonization in the MRL

As suggested by our first hypothesis, root colonization that occurred in the MRL was mostly limited to the upper 10 cm. The average measured RLD was of  $1490 \text{ m/m}^3$  in the top 10 cm,  $130 \text{ m/m}^3$  in the middle section (20 to 30 cm), and  $97 \text{ m/m}^3$  in the lowest section (35 to 45 cm). However, roots were found in the MRL of all plots (regardless of the woody species present), including plots with only herbaceous vegetation. Based on our observations, surface vegetation was not a good indicator of the presence of roots in the MRL of this CCBE. Other studies in similar climates and environments (boreal forests) have demonstrated that most of the root biomass (83%) is limited to the upper 30 cm of a soil (Jackson and Attwood 1996). At the Lorraine site, this would suggest that most of the roots are confined to the CCBE's protection layer. Some roots were found in the deepest part of the MRL but their average RLD was low. Other studies have shown that the maximum depth attained by plant roots in boreal climates is 2 m (Canadell et al. 1996). However, those observations were made on loamy and sandy soils where roots grow more easily than in fine, compacted materials with low porosities like the silt comprising the studied MRL (Dexter 2009; Lipiec and Hatano 2003). In fact, roots can also have a hard time growing in soils with a high degree of saturation, such as soil with high water-table (Boggie 2016). On the other hand, some studies made in boreal regions have shown that roots are present in soils with saturation levels similar to those found in the CCBE's MRL (Gaumont-Guay et al. 2006). Some species are adapted to temporary flooding, including willows and poplars (Jackson and

Attwood 1996; Gong et al. 2007). This justifies the finding of roots (in small quantities) in deeper parts of the MRL despite the high degree of saturation.

### 5.5.2 Root colonization and saturation of the MRL

Despite root colonization in the MRL, measured  $S_r$  values appeared, in most cases, to be high enough to maintain the CCBE's performance [ $\geq 0,85$  (Bussière et al. 2009)]. However, the  $S_r > 0,85$  criterion was not met at the surface (0 - 10cm) of the MRL at four locations (plots S1, A3, E3 and S3). In plots where  $S_r$  was above the targeted value (0,85), the average RLD in the top 10 cm was of 880 m/m<sup>3</sup>, while in plots under the 0,85 threshold the average RLD in the top 10 cm was 4359 m/m<sup>3</sup>. These observations confirmed the hypothesis that the degree of saturation would be negatively impacted by root length density ( $R^2 = 0,71$ ). Linear correlations between  $S_r$  and other root parameters, such as root biomass ( $R^2 = 0,53$ ) and root volume ( $R^2 = 0,49$ ), were also tested but were less significant. Root length density is a parameter that is commonly used to represent the extent of root colonization in soils (Angers and Caron 1998; Lipiec and Hatano 2003; Joslin et al. 2000). All roots that were analysed in the MRL were fine roots (diameter < 2 mm). Since water uptake by roots primarily occurs in fine roots (Lambers et al. 2008), the significant correlation between root colonization density and degree of water saturation could be expected. The mean RLD was 130 m/m<sup>3</sup> in the middle (20 to 30 cm) of the MRL and 97 m/m<sup>3</sup> in the lowest part of the MRL (35 to 45 cm); RLD values did not exceed 610 m/m<sup>3</sup> at these depths. Since these values were relatively low, it is unlikely that roots exerted a significant influence over the degree of saturation at the base of the MRL. Using direct measurements (i.e., gravimetric water contents), it was observed that  $S_r$  values were indeed higher than the 0,85 threshold in the deeper parts of the MRL.

### 5.5.3 Root colonization and reactivity coefficients ( $K_r$ )

In previous studies of the Lorraine CCBÉ, OCTs were performed while not taking into account the potential for oxygen consumption since it was expected that only diffusion would be occurring in the first few years (Dagenais et al. 2012). Generally, calibration of the model used to interpret OCT results consists of fitting the modeled results to the observed results by manually adjusting the diffusion coefficients ( $D_e$  and  $D^*$ ). In the present study, some of the measured soil parameters were either too high ( $S_r$ ) or too low ( $D_e$ ) to explain the rate at which oxygen concentrations decreased during the OCTs. In fact, in some cases, an unrealistic adjustment of the  $D^*$  of two orders of magnitude (from  $10^{-11}$  to  $10^{-9}$ ) would have been required to better fit the empirical data with the model. Introducing a  $K_r$  value to the model seemed to be a more realistic approach given that CO<sub>2</sub> effluxes were observed during the OCTs (indicating root respiration and O<sub>2</sub> consumption).

As mentioned previously, all roots in the MRL were fine, and such roots contribute the most to oxygen consumption by respiration (Lambers et al. 2008; Makita et al. 2009). Accordingly, a good level of correlation was observed between the RLD and  $K_r$  ( $R^2 = 0,65$ ), which was the fourth hypothesis. Soil biological oxygen consumption is primarily driven by two processes: autotrophic respiration, which is performed by roots, and heterotrophic respiration, which is performed by microorganisms that break down organic matter (Bond-Lamberty et al. 2004; Chen et al. 2017; Olsson et al. 2005). In the present study, organic matter concentrations were too low to measure in the MRL silt (< 1%). This suggests that autotrophic respiration is likely dominant and would help to explain the high linear correlation between  $K_r$  and RLD.

In the four plots where  $S_r$  was under 0,85, it was not possible to measure a  $K_r$  with the observed  $S_r$  value. Since the degree of saturation measured at the top of the MRL was low, the expected diffusion coefficient was high, meaning that the expected measured oxygen depletion rate should have been high. However, the bulk

consumption/diffusion rates of O<sub>2</sub> that were recorded on site at those four plots were similar to those modeled with a S<sub>r</sub>>0,85. This is mainly due to the high degree of saturation of the lower portion of the MRL. This portion of the MRL controls oxygen migration through the cover, with the less saturated upper portion having a negligible impact. Therefore, using a plausible S<sub>r</sub> value representing the whole MRL, it was possible to calculate a D<sub>e</sub> and then extract a K<sub>r</sub> value; values obtained using this method were in the same range as those modeled for the other plots.

#### 5.5.4 Impact of roots on oxygen flux and the overall performance of the CCBE

Using the calculated K<sub>r</sub> values, it was possible to evaluate the oxygen fluxes through the CCBE. Root colonization appeared to have a noticeable impact on oxygen fluxes reaching the base of the MRL. Using eq.5.4 and considering a non-reactive silt (without the integrated K<sub>r</sub>), calculated O<sub>2</sub> fluxes were lower than the performance criteria of 20-40 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/year (except for two plots where they were close). These results show that the CCBE works relatively well even if the vegetation is taken out of consideration. However, when considering reactivity due to root presence (with the calculated K<sub>r</sub>), calculated oxygen fluxes are reduced further. Plant roots actually consume part of the oxygen that is slowly flowing through the MRL. For stations with an estimated oxygen flux greater than 10 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/year, the average reduction in flux (*Flux without K<sub>r</sub> – Flux with K<sub>r</sub>*) was approximately 34,2 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/year due to root respiration.

It is important to take into account that increases in RLD were generally matched by decreases in S<sub>r</sub>. Therefore, more significant root colonization could affect the degree of saturation of the MRL and be harmful to the CCBE's performance. Nevertheless, 83% of root biomass is usually found in the top 30 cm of soil in boreal region (Strong and La Roi 1983). This shows the importance of having a thick protective layer that can help to lower evapotranspiration and confine plants roots to the upper layer of a CCBE. For the Lorraine CCBE, where root colonization occurred mainly in the top of

the MRL (10 cm), vegetation did not impair the CCBE's effectiveness, even 17 years after construction. Even if water uptake by roots could increase with greater RLDs (Zhang et al. 2009), it is not likely that roots would colonize the whole depth of the MRL in a boreal context. As mentioned earlier, plants have difficulties to elongate their roots in the absence of air in the soil where they grow (Grable and Siemer 1967) and deeper colonization of the MRL, where saturation remains high, is improbable. This means that the probability of significant root colonization as deep as 80 cm is quite low. Another impact that roots could have had is a change of the MRL's porosity. However, total porosities measured in the present study were similar to those obtained by Dagenais et al. (2001) at a time when vegetation was not present on the CCBE. Thus, this possible impact was not observed in this study. Furthermore, oxygen diffusion rate in soil (expressed with  $D_e$ ) is more sensitive to change in saturation levels than change in porosity especially in the ranges that the two variables can vary (see Eq. 5.4). For example, a variation of  $n$  from 0,3 to 0,4 would make the  $D_e$  vary from 1,34E-9 to 3,00E-9 ( $S_r = 0,9$ ). Whereas a variation of  $S_r$  from 0,85 to 0,95 translate to a variation of  $D_e$  ranging from 6,55E-9 to 1,71E-10 ( $n = 0,35$ ).

Overall the results of this study suggest a net positive impact on the CCBE's performance as a result of more than 17 years of plant root colonization. By consuming oxygen, roots help the CCBE to control oxygen fluxes and lower the risk of tailings oxidation. By staying in the top part of the MRL, roots do not decrease the degree of saturation below the required threshold in the lower part of the MRL. Integrating biological effects like root colonization into the design of CCBEs could help to optimize their performance with respect to limiting oxygen migration. In a similar manner, low-sulfide tailings (< 0,3 % S) were used as construction materials for oxygen barriers like CCBEs or monolayer covers (Demers et al. 2008; Ethier et al. 2018). Those materials have been used to create slightly reactive covers that consume part of the O<sub>2</sub> migrating through an MRL. This was shown to further limit oxygen flux in covers, at least until the depletion of the sulfides. Similar modelling with POLLUTE

was performed on such covers, and it is thus possible to compare their reactivity coefficients with those calculated in the present study. The calculated  $K_r$  among all plots at the Lorraine CCBE varied from  $1,2E-8$  to  $1,0E-5\text{ s}^{-1}$ , while low-sulfide covers have had  $K_r$  values ranging from  $1,0E-9$  to  $2,0E-5$ . Even if no pyrite was present in the Lorraine CCBE, the roots' oxygen consumption created a  $K_r$  that was similar to those of desulfurized tailings covers. However, unlike in desulfurized tailings covers, the reactivity of roots should not decrease with time.

## 5.6 Conclusion

Evaluating the effectiveness of engineered covers used to limit oxygen ingress and control acid mine drainage production is essential to validating cover designs. In this study, some biological effects of plant roots were included for the first time in the evaluation of a CCBE's effectiveness. The authors present a modified approach to the oxygen consumption test interpretation that considers the presence of roots in the cover. The main modification to the OCT was the relation of root colonization with the oxygen reactivity coefficient. Using POLLUTE to interpret the OCT made it possible to create a root-based oxygen reactivity coefficient. It was shown that it is possible to assess the impact of the quantity of roots present in a CCBE on the oxygen fluxes passing through it. Root length density showed strong positive correlations with  $K_r$  and negative correlations with  $S_r$ , thus suggesting overall effects of root colonization on a CCBE's effectiveness. Since the depth of root colonization remained limited 17 years after construction, it was concluded that the integrity and effectiveness of the CCBE was maintained. The results showed that the fluxes of oxygen through the CCBE stayed under the design target and that roots helped in lowering this flux. The presence of roots could be considered in future oxygen barrier cover designs and could help to limit oxygen fluxes. However, since roots could also have impacts on other soil parameters, such as hydrogeological properties, further research is necessary.



## CHAPITRE 6

### DISCUSSION GÉNÉRALE

Les chapitres 3, 4 et 5 de la présente thèse ont montré l'impact de la végétation sur une CEBC. La végétation présente et la succession végétale observée et attendue ont été étudiées afin de quantifier le degré de colonisation racinaire dans la CEBC. Les paramètres hydrogéotechniques ont été mesurés et l'impact des racines sur ceux-ci a été évalué. Finalement, la diffusion et la consommation de l'oxygène par les racines ont été étudiées afin de quantifier les flux d'oxygène traversant la CEBC et d'analyser l'impact de la colonisation sur la performance de la CEBC. Bien que la majorité des résultats présentés précédemment ont été discutés de manière exhaustive, certains aspects présentés précédemment méritent d'être discutés davantage. Pour cette raison, cette section s'attardera particulièrement sur les points suivants: i) la végétation présente sur la CEBC, ii) l'impact des racines sur la dynamique de l'eau, iii) l'impact des racines sur la dynamique de l'oxygène et iv) l'impact global des racines sur la performance d'une CEBC.

#### 6.1 Analyse de la végétation et de son évolution sur la CEBC de Lorraine

##### 6.1.1 Évolution à court terme de la végétation

Plusieurs espèces végétales ont été observées sur le site de Lorraine. Bien que le couvert végétal ne soit pas très élevé (environ 51%), la présence d'individus matures du même âge que la CEBC démontre la capacité de la végétation à coloniser ce site.

Divers facteurs de stress sont présents sur la CEBC et peuvent expliquer ce faible couvert. Un facteur de stress, d'un point de vue biologique, se définit comme tout facteur environnemental potentiellement défavorable aux organismes vivants (J. Levitt 1980). Celui-ci contient à la fois des éléments destructeurs et constructifs puisqu'il est une force motrice pour une évolution adaptative (Larcher 1987, Lichtenhaller 1996). Les stress principaux que les espèces ligneuses doivent surpasser pour coloniser ce type de site dans le cadre d'une succession végétale primaire sont le manque d'eau dans la couche de protection ainsi que le manque de nutriments dans le sol (Huang et al. 2011, Kovář et al. 2011). Il n'est donc pas surprenant que les espèces ligneuses dominantes sur le site soient des espèces fixatrices d'azote [*Alnus* sp. (Huang et al. 2011, Porter et al. 2013)], tolérantes au manque d'eau [*P. mariana* (Bonan et Sirois 1992, Black et Bliss 1980)] ou tolérantes au manque de nutriments et ayant un système racinaire profond pouvant atteindre l'eau de la CRH [*Salix* sp. (Souch et al. 2004, Jackson et al. 1996)].

Ces défis sont similaires à ceux présents sur un site après retrait glaciaire (Egli et al. 2006, Frenot et al. 1995, Boy et al. 2016). L'observation de la succession végétale sur ce type de site pourrait nous aider à anticiper la progression de la végétation sur une CEBC où la couche de protection, de granulométrie grossière, constitue la couche de surface (Huang et al. 2011, Jones et Del Moral 2005, Chapin et al. 1994). Cependant, la végétation observée est plus abondante sur la CEBC du site Lorraine que celle attendue sur un site après retrait glaciaire. Ainsi, il pourrait être possible d'utiliser la colonisation à la suite d'un retrait glaciaire comme borne inférieure de colonisation végétale.

Lors de perturbations, anthropiques ou naturelles, un des principaux filtres écologiques dictant la recolonisation de la végétation est la capacité de dispersion des espèces (Keddy 1992). Plus la perturbation affecte une étendue vaste, plus ce filtre joue un rôle prononcé. La principale différence entre la succession primaire naturelle sur sites de

retrait glaciaire et ce qui a été observé sur la CEBC de Lorraine est la différence de couvert végétal et de densité de *Populus* spp. En succession après retrait glaciaire, la couverture végétale attendue après 17 ans est d'environ 25% (Jones 2005) ce qui est inférieur aux 38 à 67% observés ici. La différence de végétation entre la CEBC et les sites de retrait glaciaire pourrait être due au fait que les CEBC sont généralement plus petites qu'une zone de retrait glaciaire et donc la végétation aurait plus de facilité à recoloniser à partir de l'écosystème naturel présent sur le pourtour de la CEBC. En effet, *Picea mariana* (Payandeh et Haavisto 1982) et *Alnus* sp. (McVean 1955) ont tous deux une distance maximale estimée de dispersion des graines d'environ 100 m. Cependant, il est entendu que la majeure partie des graines tombent à une distance d'environ 20 à 30 m des arbres semenciers (Shearer 1986) et que presque aucun semis ne sera retrouvé plus loin.

Une autre observation pertinente est que les efforts de contrôle de la végétation réalisés ponctuellement sur le site (2012), notamment par arrachage mécanique de celle-ci, ne semblent pas avoir eu les effets escomptés. En effet, la végétation a été peu affectée par ces efforts en termes de densité des espèces ligneuses puisque celle-ci se situait à 30,4 individus / m<sup>2</sup> en 2011 (Smirnova et al. 2011) et est passé à 58,6 individus / m<sup>2</sup> en 2015. De plus, plusieurs individus ayant plus de 11 ans ont été observés en 2015. Ainsi, il est possible que plusieurs individus aient été laissés tels quels lors des efforts d'arrachage mécanique.

#### Succession végétale attendue

En utilisant les travaux effectués précédemment sur le site de Lorraine, on observe que cinq ans après la mise en place de la CEBC (2004), la végétation est dominée par *Salix* sp. Cette dominance est maintenue pour les cinq années suivantes (jusqu'en 2009). Entre 2010 et 2015, *Alnus* sp. prend de plus en plus de place. En 2015, les cinq espèces dominantes (*Populus balsamifera*, *Alnus* sp., *Populus tremuloides*, *Picea mariana* et *Salix* sp.) ont une abondance similaire, entre 8 et 9 individus par m<sup>2</sup>. Cependant, en

termes de couverture végétale, *Salix* sp. passe au 5<sup>e</sup> rang et est dominé par *Populus* sp. et *Alnus* sp. De plus, il y a une grande présence de *Picea mariana* en termes d'abondance bien que ces individus présentent une couverture plus faible que *Alnus* sp. et *Populus* sp. Avec le temps, les représentants de *Picea mariana* vont croître et il est attendu qu'ils domineront le site dans un futur plus ou moins rapproché.

### 6.1.2 Futur de la végétation

Cette progression, le changement d'une espèce dominante à une autre, est appelée succession végétale. Par succession, on entend un changement séquentiel des abondances relatives des espèces dominantes dans une communauté (dominance basée sur la biomasse aérienne) (Huston et Smith 1987). La cause fondamentale de ce phénomène est la corrélation connue entre la tolérance au stress, la croissance rapide, la petite taille, la courte durée de vie et la large dispersion des graines. Ceci entraîne l'apparition rapide de différentes essences d'arbres sur les sites perturbés, mais ceux-ci ont généralement une croissance rapide et une forte résistance au stress (*Salix* sp., *Alnus* sp.). D'autres espèces à croissance plus lente et moins résistantes au stress peuvent aussi être présentes en début de succession, mais pousseront peu jusqu'à ce qu'un niveau minimal de concentration d'azote dans le sol soit atteint (Bradshaw 2000). L'aulne peut contribuer à atteindre ce niveau minimal et favoriser ensuite la croissance des autres espèces qui vont le remplacer. Il a été démontré que lorsque *Salix* sp. et *Populus* sp. sont en compétition sur un site, c'est la concentration en azote du sol qui dictera l'espèce dominante (basé sur la biomasse aérienne) (Song et al. 2017). La succession végétale observée sur le site Lorraine, *Salix* sp. ensuite remplacé par *Alnus* sp. puis *Populus* sp. pour finalement être dominé par une végétation de conifères, est identique, sinon en accéléré, à la progression observée sur un site de retrait glaciaire (Chapin et al. 1994, Burga 1999, Song et al. 2017, Jones et Del Moral 2005). Il est intéressant de remarquer que, bien que le site se situe dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune, *Betula alleghaniensis* (le bouleau jaune) n'est que très

peu représenté. Ceci s'explique par la faible teneur en eau présente sur la CEBC. En effet, *B. alleghaniensis* à besoin d'un lit de germination qui soit humide et riche en matière organique pour que les pousses s'établissent et survivent (Kern et al. 2012, Robert et al. 2012, Marx et Walters 2006, Marx et Walters 2008, Lambert 2013). Ainsi, la couche de protection de la CEBC, avec sa faible teneur en matière organique et en eau, constitue probablement un lit de semences défavorable pour cette espèce.

Il semblerait que *Salix* sp. présente un risque accru pour la performance de la CEBC. En utilisant la succession végétale suite à un retrait glaciaire comme référence, on peut imaginer que *Salix* sp. ne soit présent qu'en début de colonisation, atteignant son niveau maximum de colonisation après 50 ans (Chapin et al. 1994, Burga 1999, Song et al. 2017). *Populus* sp. et *Alnus* sp. semblent quant à eux devenir dominants à moyen terme (environ 75 ans). *Alnus* sp. ayant une colonisation racinaire peu profonde, il pourrait être moins à risque d'affecter négativement la performance de la CEBC. Il pourrait donc être intéressant de faire un ajout d'azote à la couche de protection lors de la mise en place de la CEBC pour accélérer la colonisation et la succession, laissant ainsi moins de temps à *Salix* sp. pour coloniser la CEBC. Finalement, la végétation devrait passer à une dominance par les conifères après environ une centaine d'années (Chapin et al. 1994, Burga 1999). Sur le site étudié, *Picea mariana* semble être l'espèce qui prendra éventuellement le dessus. Ainsi, dans le futur, une communauté végétale dominée par *Picea mariana* est vraisemblable (en supposant que les changements climatiques ne viennent pas tout bouleverser).

### 6.1.3 Colonisation racinaire

Pour comprendre l'effet global des plantes sur la CEBC, il est important de prendre en compte la colonisation relativement peu profonde de celle-ci par les racines. Suite à la caractérisation effectuée, il semblerait que la colonisation racinaire est concentrée dans la partie supérieure de la CEBC soit entre 0 et 40 cm de profondeur ce qui inclus la CP et les premiers 10 centimètres de la CRH. Lorsqu'on compare à un sol forestier, la

colonisation racinaire devrait être beaucoup plus profonde, allant jusqu'à 2 m dans ce type de biome (Canadell et al. 1996, Jackson et al. 1996). On pourrait donc croire que la couche de protection de 30 cm fournit une protection adéquate aux bio-intrusions. Certaines espèces, comme le bouleau, nécessitent un certain degré d'humidité et d'ombre pour s'établir avec succès (Safford et al. 1990). Ainsi, la nature de la couche de protection limite la colonisation de certaines espèces. Cependant, il est aussi possible que le degré de saturation élevé de la CRH limite la colonisation en raison de la difficulté que peuvent avoir les racines des espèces ligneuses à coloniser un sol saturé en eau (Fan et al. 2017). Néanmoins, les racines des espèces comme *Salix* sp., possèdent une résistance à l'ennoiement (Jackson et Attwood 1996) et sont donc aptes à coloniser des sols ayant un degré de saturation élevé.

Il a été observé que la végétation en surface n'était pas un bon indicateur de la colonisation racinaire de la CRH. En effet, la présence de racines en termes de densité de masse ou de volume n'était pas significativement différente entre les différents types de végétation. Pour la CEBC de Lorraine, la colonisation des dix premiers centimètres de la CRH présente des valeurs de RLD, de RVD et de RMD autour de 1500 m/m<sup>3</sup>, 200 cm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> et 30 g/m<sup>3</sup>, respectivement. Ces valeurs sont similaires à d'autres mesures prises à la même profondeur (40 cm) sous une forêt d'épinettes en milieu boréal (Godbold et al. 2003). Comme la végétation présentée dans Godbold et al. (2003) possède un système racinaire de surface, il se peut que les valeurs de RLD dans la CRH n'aient pas encore atteint leurs valeurs maximales potentielles. Les valeurs de RLD pourraient augmenter avec le temps vu la présence sur le site d'espèces possédant des systèmes racinaires plus profonds que ceux de l'épinette, comme *Populus tremuloides* [2 m (Strong et La Roi 1983)] ou *Salix* sp. [2,2 m (Karizumi 1979)]. En contrepartie, la succession végétale attendue dans les forêts boréale et tempérée du Québec évolue généralement vers une dominance par les conifères; épinette noire (*Picea mariana*), cèdre blanc (*Thuya occidentalis*) et sapin baumier (*Abies balsamea*) plus précisément (Carleton et Maycock 1978, Bergeron et Dubue 1988). Ces espèces ayant des systèmes

racinaires généralement peu profonds et arrêtés par la nappe phréatique (Canadell et al. 1996), une végétation dominée par ces espèces pourrait maintenir les valeurs de RLD, RVD et RMD aux niveaux observés ici. Il semblerait donc que la CEBC pourrait potentiellement voir des valeurs de colonisation racinaires plus élevées à moyen terme (50 ans), mais devrait être moins impactée par la végétation de fin de succession (100 ans).

#### 6.1.4 Retour sur espèces significatives

Il est important de se concentrer sur les espèces qui peuvent avoir un impact significatif sur les propriétés hydrogéotechniques du sol.

##### 6.1.4.1 Eau et degré de saturation

*Salix* sp. a une interaction particulière avec l'eau présente dans la CRH. En effet, non seulement *Salix* sp. a des besoins en azote relativement faibles (Song et al. 2017), mais il a aussi la capacité de croître dans un milieu hautement saturé en eau (Jackson et Attwood 1996). De plus, la CRH sous les placettes dominées par *Salix* sp. était fortement colonisée par des racines. Pour ces raisons, il est possible que *Salix* sp. puisse poser problème à long terme sur la CEBC. À des fins de comparaison, *Alnus* sp. ne possède pas un système racinaire profond (Amato et al. 2008) et les racines de *Picea mariana* sont sensibles à un degré de saturation élevé et sont limitées dans leurs croissances par la profondeur de la nappe phréatique. (Canadell et al. 1996, Lieffers et Rothwell 1986). Les racines de ces espèces auront donc de la difficulté à coloniser la CRH.

##### 6.1.4.2 Azote et nutriments

Un autre aspect intéressant de la végétation croissant sur la CEBC est la présence d'*Alnus* sp. qui possède la capacité de fixer l'azote de l'air et d'ainsi enrichir le sol

(Huang et al. 2011, Porter et al. 2013). Cet enrichissement en azote pourrait entraîner une augmentation de la colonisation végétale ou l'accélération de la succession végétale. En comparaison, *Populus* sp. nécessite une concentration en azote plus élevée pour pouvoir coloniser un site. Dans un site où il y a une faible concentration en azote (0,54 g/kg de sol, Song et al. 2017), *Salix* sp. prend le dessus sur *Populus* sp., mais l'inverse est observable sur un site où une fertilisation en azote est effectuée (ajout de 35 g N m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>, Song et al. 2017). Ainsi, la présence d'*Alnus* sp. pourrait permettre la colonisation accrue par *Populus* sp via une augmentation de la concentration d'azote dans le sol, ce qui pourrait aider la CEBC à passer à une étape de succession plus avancée plus rapidement.

## 6.2 Impact des racines sur la dynamique de l'eau

Le chapitre 4 aborde les impacts que peut avoir la colonisation racinaire sur les propriétés des matériaux de la CRH de la CEBC. La conductivité hydraulique saturée, la pression d'entrée d'air, le taux de désaturation ainsi que la forme de la courbe de rétention en eau semblent tous être affectés par cette colonisation. L'impact racinaire sur ces paramètres sera discuté ici.

### 6.2.1 Conductivité hydraulique saturée ( $k_{sat}$ )

La conductivité hydraulique saturée semble augmenter avec l'intensité de la colonisation racinaire en termes de RLD. Cependant, d'autres études ont démontré que la colonisation racinaire pouvait entraîner une diminution de  $k_{sat}$  (Leung 2015a; 2015b). Ces observations ont été faites sur des matériaux fins (silt) colonisés par une végétation jeune (< 1 an). Au début de leurs croissances, les systèmes racinaires des plantes produisent majoritairement des racines fines possédant beaucoup de poils absorbants (diamètre  $\approx 15 \mu\text{m}$ ). Ainsi, pour une végétation jeune ou en croissance, une diminution de la  $k_{sat}$  liée à la colonisation racinaire peut être observée.

Cependant, dans le cas de Lorraine,  $k_{sat}$  a augmenté en même temps que la densité de longueur racinaire. Pour réconcilier ces observations, il est important de prendre en considération l'âge de la CEBC de l'ancien site Lorraine. Très peu de travaux ont été faits sur l'impact des racines sur  $k_{sat}$  à un horizon temporel comme celui-ci. En effet, le temps écoulé depuis la colonisation par la végétation aura un impact sur la distribution des racines en classes de diamètre ainsi que sur le ratio de racine vivante sur morte. D'abord, bien que la porosité totale du sol n'ait pas été affectée par les racines dans la présente étude, la distribution des pores peut l'avoir été. Lorsqu'il y a présence de plantes avec un système racinaire grossier [plantes dont le diamètre moyen des racines est supérieur à 0,39 mm (Bodner et al. 2014, Shao et al. 2017)], une augmentation de la proportion relative de macropores (diamètre > 37,5  $\mu\text{m}$ ) et de micropores (diamètre < 15  $\mu\text{m}$ ) ainsi qu'une diminution de la proportion relative de mésopores (15  $\mu\text{m}$  < diamètre < 37,5  $\mu\text{m}$ ) sont observées (Bodner et al. 2014). Le diamètre moyen des racines tend à augmenter avec l'âge des plantes, et la densité de longueur tend à diminuer ou rester la même (Finér et al. 1997). Ainsi, avec le temps, une création de macropores pourrait être observée dans la CRH de la CEBC. Ceci pourrait expliquer l'augmentation, bien que limitée après 17 ans, de la  $k_{sat}$  observée sur le site de Lorraine.

Ensuite, bien que le RLD tende à diminuer ou à rester le même pour des plantes qui vieillissent, le diamètre moyen des racines tend à augmenter ce qui veut dire que la densité de longueur racinaire grossière (cRLD), devrait augmenter avec l'âge de la végétation. Par conséquent, à mesure que la végétation se développe, ses effets sur les propriétés du sol tels que la  $k_{sat}$  et l'AEV pourraient être plus importants. De plus, lors de la croissance du système racinaire d'une plante, celui-ci se réorganise pour optimiser le contact avec l'eau et les sources de nutriments, et les racines fines moins utiles peuvent se décomposer et pourrir (Lambers et al. 2008, Ni et al. 2018). Cette décomposition pourrait augmenter la taille des macropores racinaires et il serait possible d'observer une augmentation de la valeur de  $k_{sat}$ . Cependant, les systèmes

racinaires sont dynamiques, et lorsqu'un pore est laissé vide par la pourriture des racines, une autre racine a tendance à coloniser rapidement le nouvel espace disponible pour sa croissance (Lambers et al. 2008, Lucas et al. 2019).

Cette augmentation de la conductivité hydraulique pourrait entraîner une perte de performance. Généralement, les effets de barrière capillaire sont suffisamment importants lorsque la différence de  $k_{sat}$  entre le matériau fin et le matériau grossier se situe à près de 3 ordres de grandeur (e.g. Aubertin et al. 1995a, 2016). Dans le cas présent, 17 ans après construction de la CEBC, l'intensité de l'augmentation de la  $k_{sat}$  se situe à environ cinq fois les valeurs attendues, ce qui devrait laisser la performance de la CEBC intacte. Cependant, d'autres propriétés peuvent aussi venir modifier la performance de la CEBC comme l'AEV.

### 6.2.2 Pression d'entrée d'air (AEV)

Comme il a été mentionné dans le chapitre 2, la pression d'entrée d'air est très importante dans le design d'une CEBC. En effet, le design de la CEBC vise généralement à ce que la CBC atteigne sa pression résiduelle ( $\psi_r$ ), la succion à partir de laquelle le degré de saturation en eau reste stable même lorsque la succion augmente, avant que la CRH atteigne son AEV (Demers 2008, Demers et Pabst 2020, Dagenais 2005). Ainsi, l'eau aura grande difficulté à quitter la CRH en raison de la très faible conductivité hydraulique de la CBC après  $\psi_r$ . Une diminution de l'AEV de la CRH pourrait entraîner un transport de l'eau à partir de la CRH vers la CBC, avant que la CBC atteigne  $\psi_r$ . Ceci pourrait entraîner la perte du degré de saturation élevé de la CRH nécessaire au maintien de la performance de la CEBC.

Dans la CEBC de Lorraine, une diminution de l'AEV fut observée avec l'augmentation du RLD. Cette diminution pourrait être reliée au même principe expliquant l'augmentation de  $k_{sat}$  dans la CRH. Les macropores créés par les racines pourraient se vider à des valeurs de succions plus faibles que l'AEV attendu pour le matériau silteux

de la CRH non colonisé. De plus, la présence d'une double porosité naissante vient corroborer la présence de ces macropores d'origine racinaire. Ces macropores pourraient être néfastes pour la performance de la CEBC s'ils étaient équivalents à 15% de la porosité laissant la CRH avec un  $S_r$  de 0,85 une fois vide. Dans le cas présent ces pores semblent être équivalents à moins de 10% de la porosité totale. De plus, la diminution des AEVs observée était assez faible et elles sont majoritairement demeurées à l'intérieur de la gamme de valeurs d'AEV ciblées à la construction.

### 6.2.3 Taux de désorption

Le taux de désorption de la CRH semble également être affecté par la colonisation racinaire. Le taux de désorption est la vitesse à laquelle l'eau quitte la CRH à différentes valeurs de succion; dit autrement, c'est la pente de la CRE entre le AEV et la valeur de  $\psi_r$  (Fredlund et al. 2012). Dans le modèle de VG-Mualem, le paramètre de forme de courbe « m » peut être relié au taux de désorption (van Genuchten 1980). Il est aussi possible de mesurer le taux maximal de désorption en calculant le point d'inflexion présent sur la CRE et de mesurer la pente observée à ce point. Comme mentionné dans le chapitre 3, l'augmentation de la colonisation racinaire en termes de RLD semble diminuer ce taux, ralentissant ainsi la sortie d'eau en drainage et diminuant donc la conductivité hydraulique. Ceci est probablement dû aux racines fines qui viennent coloniser les mésopores du sol. Comme mentionné précédemment, les jeunes racines vont coloniser les pores du sol ayant un diamètre supérieur à  $15 \mu\text{m}$ , limitant ainsi le nombre de mésopores. Il est important de mentionner que le taux de désorption maximal est calculé au point d'inflexion de la CRE qui est généralement à des niveaux de succion élevés ( $\approx 100 \text{ kPa}$ ), niveau de succion auquel la majorité des macropores sont vides.

#### 6.2.4 Courbe de rétention d'eau

La courbe de rétention d'eau vient combiner les impacts mentionnés précédemment. La présence de racines, et particulièrement les effets opposés des racines fines et des racines grossières, pourrait entraîner l'apparition d'une double porosité. Les CRE présentées dans le chapitre 3 démontrent qu'il est possible que ceci soit le cas, mais le phénomène après 17 ans est peu prononcé. Cette double porosité provient probablement des racines grossières présentes et décomposées dans le sol qui viennent créer des macropores continus. Ces pores seront les premiers à se vider en conditions de drainage vu leurs tailles. On remarque sur les CRE qu'un palier est atteint suite à cette désaturation primaire. Cette première étape de désaturation pourrait participer à diminuer la pression d'entrée d'air. La clé est de déterminer si cette désaturation sera suffisante pour augmenter la migration des gaz à travers la CRH. À noter que les observations montrent que la succion à un degré de saturation de 90% n'a pas changé significativement ce qui pourrait signifier que l'impact sur la migration des gaz est relativement mineur après 17 ans. Quant au taux de désorption du matériau utilisé dans la CRH, le fait que le matériau se draine plus lentement n'aura probablement pas un impact majeur. On peut penser que si le système de recouvrement se voyait imposer pour une raison quelconque des succions élevées, nettement supérieures aux AEV du matériau, on peut penser que le sol colonisé en se désaturant moins rapidement aurait une performance « moins pire » que la CEBC avec une CRH non colonisée.

#### 6.2.5 Défis reliés aux mesures des propriétés hydrogéologiques avec racines

Faire des mesures au laboratoire de propriétés hydrogéologiques qui incluent les racines peut être difficile. Comme la colonisation racinaire doit être laissée intacte, la prise d'échantillon et leur analyse sont complexes. Faire des mesures *in situ* peut être envisagé pour éviter les problèmes observés au laboratoire, mais celles-ci apportent également leurs propres problèmes.

#### 6.2.5.1 Utilisation de la cellule triaxiale

Dans le chapitre 4, il a été question de l'utilisation d'une cellule triaxiale pour mesurer la conductivité hydraulique saturée du sol colonisé par les racines. La méthodologie utilisée pour faire ces mesures a dû être élaborée en tenant compte de l'importance de maintenir les échantillons intacts afin que le réseau racinaire soit non perturbé. Pour ce faire, une carotteuse à double cylindre sur mesure a été conçue afin que les échantillons récoltés puissent être transférés directement dans la cellule triaxiale. Non seulement cette méthode a été efficace, mais elle a aussi permis de produire des échantillons saturés en eau de manière simple et sans perturbation. Ces échantillons ont pu être utilisés ensuite pour faire des essais en cellule Tempe. Cette méthodologie comporte cependant ses difficultés. D'abord le temps d'analyse est long, plus d'une semaine par échantillon, et le taux de succès dépend grandement de l'opérateur qui doit être efficace dans son installation de l'échantillon dans la cellule. Certains échantillons ont été éliminés en raison du temps de traitement et d'erreur de manipulation. Plus précisément, des pertes d'échantillons se sont produites en raison de; difficultés d'échantillonnage liées aux propriétés du matériau sur le site (échantillonnage réussi sur 9 points en surface et 6 en profondeur sur un total planifié de 10 en surfaces et 10 en profondeur; 75% de succès); perturbations lors de l'extraction des échantillons de leur enveloppe (perte de 2 échantillons; 87% de succès) et de la mise en place des échantillons dans la cellule triaxiale (perte de 2 échantillons; 85% de succès); saturation en eau (via le paramètre  $\beta$ ) non atteinte pendant les essais en cellules triaxiales (3 essais non concluants; 73% de succès, pour un total de 8 échantillons sur 16 récoltés produisant des données utilisables; taux général de succès de toutes les opérations = 50%); et fuite lors des tests des cellules Tempe (8 cellules construites, 5 avec résultats utilisables; 63% de succès). Les échantillons présentés dans le présent document sont ceux qui ont passé avec succès à travers toutes les étapes de l'analyse.

#### 6.2.5.2 Mesures *in situ*

Il est important de mentionner les difficultés que pose la prise de mesures *in situ* des paramètres hydrogéologiques du sol. Par exemple, des essais de conductivité hydraulique saturée au perméamètre de Guelph, non présentés dans le présent document, ont été effectués sur la CRH sur le site. Cependant, la conductivité hydraulique de la CRH *in situ* était à la limite de la borne inférieure de l'essai qui se situe à environs  $10^6$  cm/s. De plus, comme ces mesures sont faites sur une faible surface (environs  $30\text{ cm}^2$ ), il est possible que l'analyse soit faite en un endroit où les racines n'étaient que peu présentes. Dans le futur, ces tests pourraient être utilisés, mais ils devraient être combinés à un échantillonnage de carotte à proximité afin de valider la mesure.

### 6.3 Impact des racines sur la dynamique de l'oxygène

Ici, la colonisation de la CRH par les racines et leurs impacts sur le  $D_e$ , le  $K_r$  et l'impact global qu'elles ont sur les flux d'oxygène qui passent au travers de la CRH seront discutés.

#### 6.3.1 Coefficient de diffusion ( $D_e$ )

Le coefficient de diffusion des gaz dans le sol varie en fonction de la porosité du matériau et principalement du degré de saturation du sol (Aachib et al. 2002; 2004). Il a été observé que la porosité totale du sol n'a pas changé significativement suite à la colonisation racinaire de la CRH, mais il est possible que la distribution des pores l'ai été (Bodner et al. 2014). Cependant, l'impact de la modification de la distribution des pores sur le  $D_e$  n'a pas été étudié directement dans le présent document. Le deuxième paramètre ayant une influence sur le  $D_e$  est le degré de saturation du sol. La colonisation par les racines fines semble faire diminuer le degré de saturation en absorbant l'eau et donc faire augmenter le  $D_e$  du silt de la CRH. Ainsi, l'oxygène aurait plus de facilité à

traverser la section de la CRH colonisée par les racines. Il est important ici de rappeler que l'effet des racines sur  $S_r$  n'est observable que dans les 10 premiers centimètres de la CRH.

### 6.3.2 Coefficient de réactivité ( $K_r$ )

Une fois la CRH colonisée par les racines, ces racines consomment une quantité d'oxygène détectable et mesurable. En utilisant la procédure décrite en profondeur en annexe 1, il fut possible de quantifier cette consommation. Il a été observé que le niveau de CO<sub>2</sub> augmente dans les chambres réservoirs des tests de consommation d'oxygène (TCO), ce qui démontre qu'il y a effectivement respiration dans le sol. De plus, la corrélation entre le coefficient de réactivité ( $K_r$ ) et le RLD laisse entendre que la présence de racines dans la CRH a une influence sur la réactivité du silt, et donc le flux d'oxygène qui traverse la CEBC. Ces TCO ont permis de quantifier l'impact racinaire sur le flux d'oxygène et il semblerait que cet impact soit significatif.

Les TCO présentés dans le chapitre 5 ont été faits durant 5 jours en été. Il est possible que la diminution du niveau d'oxygène dans les chambres à gaz des TCO varie en fonction des conditions environnementales du test. Notamment, plusieurs paramètres peuvent modifier la consommation en oxygène des racines comme l'intégrité physique des racines (Makita et al. 2013, Striegl et Wickland 1998), le degré de saturation en eau (Bouma et al. 1997, Morris et Dacey 1984), les saisons (Desrochers et al. 2002, Holthausen et Caldwell 1980) ou encore les espèces de plantes (Lambers 1979). Lorsque les racines de plantes sont coupées, ou lorsque la portion aérienne est retirée, la consommation en oxygène des racines tend à augmenter (Makita et al. 2013, Striegl et Wickland 1998). Lors des TCO, la végétation fut retirée juste avant que les mesures soient prises, il est donc possible que la consommation d'oxygène par les racines ait été légèrement surestimée. Cependant, des études montrent aussi que l'intensité de cette augmentation est assez faible et semble disparaître après 6h (Marshall et Perry 1987, Lipp et Andersen 2003). Un autre paramètre à prendre en considération est le

degré de saturation en eau de la CRH. Une saturation accrue en eau viendra limiter la consommation d'oxygène par les racines (Bouma et al. 1997, Morris et Dacey 1984). Lorsque le degré de saturation en eau d'un sol se situe au-dessus de 50%, la consommation en oxygène est significativement diminuée (Scott-Denton et al. 2003). Ainsi, comme la CRH possède un degré de saturation au-dessus de cette valeur, la consommation racinaire pourrait être limitée. Il est possible que la consommation en oxygène se produise seulement à la surface de la CRH vu que l'impact racinaire sur le Sr est limité à ses premiers 10 cm. En hiver, comme les plantes sont en dormance, il y a généralement peu de consommation en oxygène (Desrochers et al. 2002, Holthausen et Caldwell 1980). Tout comme la température a un impact sur la vitesse d'oxydation de la pyrite, elle aura aussi un impact sur la consommation d'oxygène par les racines. Finalement, le taux de consommation varie en fonction des espèces présentes. Une espèce ayant une croissance racinaire plus rapide ou un remplacement de ses racines fines plus rapide aura un taux de respiration plus élevé. Le taux de respirations racinaire et directement relié à la concentration en azote présente dans la racine (Pregitzer et al. 1998). Ainsi, les racines fines, partie du système racinaire où l'absorption des nutriments est effectuée, présenteront des niveaux en azote supérieur et donc une respiration racinaire supérieure. De plus, seules les racines fines croissent en longueur, et un taux de croissance racinaire supérieur sera relié à une consommation en oxygène supérieur (Lambers 1979). Finalement, comme mentionné dans le chapitre 2, le paramètre Kr est basé sur la réactivité des matériaux sulfureux et la réaction d'oxydation de ces matériaux est une réaction de premier ordre. La consommation d'oxygène par les racines quant à elle suit l'évolution d'une réaction de premier ordre seulement en condition hypoxique (Figure 2.13), pour des concentrations plus élevées qu'environ 5%, la consommation par g de racines est constante. Cette disparité pourrait poser un problème lors de l'interprétation du Kr. Il serait intéressant de considérer la concentration en O<sub>2</sub> en profondeur dans la CRH pour expliquer la dynamique de consommation racinaire.

### 6.3.3 Impact combiné de la végétation sur le flux d'oxygène

Il semblerait que plus le RLD augmente, plus le degré de saturation diminue. Cette diminution de  $S_r$  pourrait venir augmenter le  $D_e$ . Il semblerait aussi que  $K_r$  augmente avec le RLD en raison de la consommation d'oxygène par les racines. Comme mentionné dans la sous-section précédente, un degré de saturation en eau trop élevé ( $>50\%$ ) peut limiter la consommation en oxygène des racines. Ainsi, une diminution de  $S_r$  avec le RLD pourrait entraîner aussi une augmentation du taux de respiration des racines et de la consommation d'oxygène dans le sol. Lors de l'analyse des résultats des tests de consommation d'oxygène, il a été possible de définir l'impact du  $K_r$  racinaire sur le flux d'oxygène qui atteint les résidus sous la CEBC. La présence de racines dans la CRH a entraîné une diminution du flux d'oxygène dans tous les TCO effectués.

### 6.3.4 Défis des analyses in situ

Faire des mesures *in situ* entraîne souvent des complications. Deux méthodes ont été utilisées afin de mesurer la consommation d'oxygène par les racines et chacune d'elle comportait ses propres défis.

#### 6.3.4.1 Mesures directement dans le sol par un senseur

D'abord, des tranchées furent creusées à côté de plantes matures et laissées intactes au niveau aérien. Ensuite, des sondes à l'oxygène SO-110 de Apogee ( $+/- 0,5\% O_2$ ) furent insérées directement sous des individus matures (*Salix* sp. *Populus* sp. *Alnus* sp. *Picea mariana*) (Figure 6.1). Avec ces sondes il est possible de calculer la concentration en  $O_2$  à la surface de la CRH, de la comparer avec la concentration ambiante et ainsi voir l'impact des racines sur la consommation d'oxygène dans la CP. Cependant, l'insertion des sondes n'était pas un travail simple. Celles-ci se sont retrouvées quelquefois dans la CRH, dans des poches d'air ou encore simplement bouchées par la terre accumulée

sur la sonde lors de la mise en place. De plus, certains épisodes de pluie ont semblé altérer grandement les lectures dans le sol et produire des résultats incongrus. Les résultats produits par cette méthode étaient au mieux passables et au pire inutilisables. Cette méthode n'est donc pas présentée dans le présent travail.



Figure 6.1 Insertion des sondes à oxygène sous les individus d'intérêt pour mesurer l'impact des racines sur les concentrations d'oxygène dans la CP.

#### 6.3.4.2 Test de consommation d'oxygène

Ensuite, des tests de consommation d'oxygène ont aussi été utilisés sur le site pour évaluer la performance de la CEBC 17 ans après construction. Il s'avère que l'on a aussi pu quantifier la consommation d' $O_2$  par les racines du même coup. En rappel, ces tests consistent à mesurer l'évolution de la concentration en  $O_2$  dans une chambre hermétiquement fermée au-dessus de la CRH; une description plus en profondeur de cette méthode est présentée en annexe 1. Cette méthode pour l'analyse de la réactivité d'un sol est transférable à plusieurs autres types de recouvrements de type barrière à l'oxygène.

Un détail intéressant à mentionner est l'origine des différents gaz dont la variation est suivie durant les TCO. L'oxygène présent dans la chambre à gaz du TCO migre vers le bas et sa concentration vient donc à diminuer. Quant à lui, le CO<sub>2</sub> est créé à l'intérieur de la CRH, il doit donc migrer à travers une partie du recouvrement pour enrichir la chambre du TCO à la surface. Par conséquent, la variation du CO<sub>2</sub> mesuré dans les TCO (Figure 5.5) pourrait être légèrement sous-estimée. Cependant, cette sous-estimation ne devrait pas avoir d'incidence tangible sur l'interprétation des TCO.

Une des limites principales de cette méthode est l'impossibilité de séparer les sources de consommation d'oxygène et de production de CO<sub>2</sub>. Plusieurs processus peuvent avoir un impact sur les flux d'oxygène et de dioxyde de carbone dans le sol. D'abord, si le recouvrement était fait de matériaux réactifs, il serait difficile de séparer la consommation par respiration des racines de la consommation par oxydation des minéraux sulfureux. La sonde à CO<sub>2</sub> pourrait aider à faire une telle séparation. Cependant, deux différents processus peuvent consommer de l'O<sub>2</sub> et produire du CO<sub>2</sub>, soit la respiration autotrophe et la respiration hétérotrophe. La respiration autotrophe chez les arbres est la respiration effectuée par les cellules végétales de ceux-ci et provoque une libération de CO<sub>2</sub> (Campbell et Reece 2007). À l'inverse, la respiration hétérotrophe est effectuée par les organismes qui ne font pas de photosynthèse, par exemple les nématodes ou les bactéries du sol (Campbell et Reece 2007). Le taux de respiration hétérotrophe est positivement corrélé à la concentration en matière organique (Moinet et al. 2016), qui était peu présente sur le site étudié (MRL). De plus, la fermentation alcoolique est un processus métabolique qui utilise les glucides pour les convertir en énergie. Ce processus ne requiert pas d'oxygène, mais crée du CO<sub>2</sub> et il est réalisé notamment par les levures et certains microorganismes du sol (Higa et Kinjo 1989, Paul et Beauchamp 1989, Hausmann et al. 2016). De plus, la dissolution de minéraux carbonatés pourrait aussi entraîner la libération de CO<sub>2</sub> gazeux. Cependant, sur le site étudié, il est supposé que ces matériaux ont tous été consommés lors de la longue période où les résidus ont été exposés aux conditions

atmosphériques. Une analyse isotopique pourrait peut-être aider à discriminer les sources de consommation biologique d'oxygène dans la CRH. Malgré ces limites, dans notre étude où la concentration en matière organique est faible dans la CRH, l'utilisation du test de consommation d'oxygène pour évaluer la respiration racinaire est très efficace et produit des données précises et utiles.

Une autre limite lors de l'interprétation des essais de consommation d'oxygène est l'impact double que les racines peuvent avoir sur le sol. Lors de l'interprétation, un  $D_e$  est prédit à l'aide de paramètres du sol ( $GSD$ ,  $n$ ,  $S_r$ ). Ensuite, les modélisations sont ajustées à l'aide du  $K_r$  pour obtenir un modèle qui suit les observations effectuées lors des essais de consommations. Comme les racines ont un impact sur la distribution des pores, il est fort possible que celles-ci aient un impact sur le  $D_e$  (Neira et al. 2015, Lai et al. 1976). Ainsi, les  $D_e$  utilisés lors des modélisations pourraient être légèrement erronés.

De plus, le  $K_r$  utilisé dans l'interprétation des essais a été élaboré afin de décrire la réactivité du sol due à la présence de matériaux sulfureux (Mbonimpa et al. 2003, Elberling et al. 1994, Elberling et Nicholson 1996, Mbonimpa et al. 2011, Dagenais et al. 2012). Ce coefficient est défini pour une réaction de premier ordre. Or, la consommation d'oxygène par les racines n'est constante que lorsque la concentration en  $O_2$  est supérieure à une certaine limite ( $\approx 5\%$ ; Glinski et Lipiec 2018, Morard et Silvestre 1996). Ainsi, il faut faire attention lorsqu'on compare la réactivité des sols due à la présence de matériaux réactifs avec la réactivité due aux racines.

#### 6.4 Performance de la CEBC

Pour bien comprendre l'impact de la végétation sur la performance de la CEBC, il est important de séparer l'impact local des racines sur la performance de l'impact réel sur la totalité de la CEBC. Une synthèse de ces impacts est ici discutée. Il est important que le lecteur comprenne que les projections de l'évolution à long terme qui sont faites

ci-dessous sont spéculatives puisqu'il n'existe pas, à la connaissance de l'auteur, de travaux effectués sur des CEBC plus âgées que 17 ans qui incluent la végétation. Ces analyses sont des hypothèses qui devront éventuellement être validées et des suivis devraient être réalisés pour confirmer ces projections.

#### 6.4.1 Impact localisé en surface de la CRH

D'abord, le but principal de la CEBC est de limiter la migration de l'oxygène en maintenant un degré de saturation élevé dans la CRH. Comme il a été mentionné, les racines fines vont diminuer la teneur en eau du sol. De leur côté, les racines grossières viennent généralement augmenter la conductivité hydraulique du matériau qu'elles colonisent, créer des macropores, créer un début de double porosité, augmenter la  $k_{sat}$  et diminuer l'AEV. Il est donc possible que lorsque la CBC atteint son  $\psi_r$ , la CRH possède un degré de saturation trop faible pour contrôler la diffusion de l'oxygène. Bien que la colonisation par les racines fines diminue le taux de désorption à des niveaux moyens de succion ( $100 \text{ kPa} < \text{suction} < 1000 \text{ kPa}$ , figure 4.8), si la totalité de la CRH venait à être colonisée, cet effet n'aurait pas d'impact sur le maintien d'un degré de saturation supérieur à 0,85. De plus, bien que les racines consomment de l'oxygène, les  $K_r$  enregistrés dans le présent travail ne pourraient probablement pas limiter la diffusion des gaz à travers la CEBC de manière suffisante pour empêcher l'oxydation des résidus. Si la couche de rétention venait à être colonisée avec la même intensité qu'en surface, en termes de RLD de racines de diamètre supérieur à 0,5mm, la CEBC perdrait probablement une bonne partie de son efficacité. Cependant, basée sur les observations de la présente étude sur une période de 17 ans, une colonisation sur l'épaisseur totale de la CRH semble peu probable.

#### 6.4.2 Impact potentiel sur l'ensemble de la CEBC à long terme

Afin de se projeter dans le futur et tenter d'évaluer l'impact racinaire potentiel à l'échelle réelle, il est important de comprendre la dynamique de colonisation

mentionnée précédemment. Le degré de saturation élevé de la couche de rétention d'humidité viendra limiter la colonisation racinaire. Cependant, un cycle de colonisation, diminution du  $S_r$ , suivi d'une mise en place de racines grossières, pourrait être observé. En effet, les premiers centimètres de la CRH pourraient être colonisés par quelques racines fines ce qui entraînerait une diminution du degré de saturation pour ensuite aider à la mise en place de racines grossières. À leur tour, les racines grossières aideront à la colonisation, par les racines fines, des prochains centimètres de la CRH et le cycle pourrait recommencer. Petit à petit, la CRH pourrait être colonisée plus profondément par les racines. Ceci pourrait être attendu si les espèces colonisatrices possédaient toutes un système racinaire profond et tolérant à la saturation en eau.

Dans le cas présenté ici et dans la majorité des successions végétales présentes dans un milieu similaire, les espèces de succession primaire, comme *Salix* sp. dans le cas présent, possèdent ce type de système racinaire profond. Cependant, *Salix* sp. est remplacé relativement rapidement et laisse la place à des espèces ayant un système racinaire moins profond et surtout moins tolérant au degré de saturation élevé présent dans la CRH. De plus, les espèces attendues en fin de succession, comme *Picea mariana* dans le cas présent, sont généralement des conifères avec des systèmes racinaires surfaciques. Dans le cas de *P.mariana*, la colonisation racinaire dépasse rarement les 60 cm de profondeur et est majoritairement dans les 20 premiers cm (Viereck et Johnston 1990). Les racines de *P.mariana* vont généralement s'arrêter à la surface de la nappe phréatique (Viereck et Johnston 1990, Lieffers et Rothwell 1986). Ainsi, une fois *Salix* sp. remplacée comme espèce dominante, la colonisation racinaire devrait rester à la profondeur atteinte.

Donc, à moyen et long terme les racines ne devraient atteindre un RLD élevé que dans les 10 premiers cm de la CRH. Cette couche colonisée pourrait être considérée comme une nouvelle couche présente dans la CEBC. Cette couche de rétention d'humidité colonisée (CRHc) aura un comportement hydrogéologique similaire au reste de la

CRH, mais aura une valeur de  $k_{sat}$  supérieure et un AEV inférieur avec une forme de CRE légèrement différente. Malgré ces modifications hydrogéologiques, la succion à l'interface entre la CRH et la nouvelle CRHc devrait être assez faible puisque l'effet de barrière capillaire créé entre la CRH et la CBC demeure intact. Ainsi la CRHc ne devrait pas se désaturer par écoulement dû à la succion, mais plutôt par absorption par les racines. Cependant, bien que la CRHc pourrait avoir un degré de saturation plus faible que le reste de la CRH, la CRHc aura un comportement particulier pour pallier cette désaturation. Lorsque celle-ci perd une portion de son eau due à la consommation par les racines, les racines présentes augmenteront leurs taux de consommation d'oxygène ce qui aidera (à tout le moins en partie) au maintien de la performance de la CEBC.

Le site étudié est à la limite entre la forêt boréale et la forêt mixte tempérée. De ce fait, il est possible que les changements climatiques entraînent une modification de la végétation présente sur le site et que la communauté végétale évolue vers une forêt avec plus de feuillus que de conifères (Andalo et al. 2005, Terrier et al. 2013, Botula et al. 2019). Il serait important de continuer à surveiller l'évolution de ce site à moyen terme. Cependant, 17 ans après la restauration, la performance de la CEBC est maintenue.

## 6.5 Modèle conceptuel de l'évolution de la CEBC

Pour terminer cette discussion, une synthèse de l'évolution possible d'une CEBC dans le temps est présentée ici. Pour donner suite aux considérations portant sur l'impact général que semblent avoir les racines sur les dynamiques de l'eau et de l'oxygène de la CEBC, il est possible de voir se dessiner une évolution de la colonisation couplée à une évolution de la performance. Bien entendu, ces projections de l'évolution à long terme d'une CEBC sont spéculatives.

### Étape 1 : construction de la CEBC

Il va sans dire que lors de la construction de la CEBC, la végétation n'a pas d'impact sur la CEBC. Cependant, c'est à ce moment qu'il serait important d'inventorier les espèces présentes près du site et le type de succession végétale qu'il pourrait s'y produire. En prévoyant la colonisation, il serait possible de la gérer de manière efficace.

### Étape 2 : colonisation primaire de la CRH

Il est important de considérer les espèces pionnières sur le site. Normalement, ce terme signifie les premières espèces qui viennent à coloniser le site. Généralement des espèces herbacées, des lichens et des mousses. Cependant, dans le cas présent, la colonisation primaire de la CEBC ne concorde pas avec la colonisation primaire de la CRH. En effet, comme la CRH est protégée par la couche de protection, la colonisation par les racines viendra plus tard. C'est cette colonisation qui aura un impact plus marqué sur la performance de la CEBC.

La première colonisation par les racines se fait par les racines fines (Lambers 2008). Ces racines ont un impact particulier sur les propriétés géotechniques de la CRH. Ces racines colonisent les pores ayant un diamètre supérieur à  $15 \mu\text{m}$  et entraînent donc une diminution de la conductivité hydraulique saturée. À ce moment, ceci pourrait se traduire par une diminution de la valeur de  $k_{\text{sat}}$ , une augmentation de la pression d'entrée d'air (AEV) avec possibilité d'apparition d'une double porosité ainsi que d'une diminution du taux de désorption. La porosité diminue légèrement, car comme mentionné précédemment, les racines fines vont occuper les espaces déjà disponibles et n'iront pas creuser pour créer de nouveaux pores. De plus, la présence de ces racines viendra créer une consommation en oxygène dans le sol. Ainsi, à ce stade, la performance de la CEBC pourrait être améliorée grâce à la colonisation par les racines.

#### Étape 3 : continuation de la colonisation et apparition de racines grossières.

À cette étape, les racines fines continuent à coloniser la CRH et certaines racines grossières viennent à apparaître. Cette étape est similaire à la précédente puisque les racines fines viennent occuper les pores déjà existants et les racines grossières occupent seulement les tout premiers centimètres de la CRH. Bien que les racines grossières puissent avoir un impact sur les propriétés hydrogéologique et géotechnique, leur faibles abondance et profondeur de colonisation laisse la performance de la CEBC intacte. Cette étape est une étape transitoire et n'a pas réellement de durée temporelle précise.

#### Étape 4 : évolution de la colonisation racinaire et début de décomposition

À ce moment, les plantes ont atteint la CRH, ont colonisé les premiers cm de celle-ci et en raison de la présence ou non de nutriments et d'eau ont favorisé certaines racines. Cela fait plusieurs années que les premiers centimètres de la CRH subissent la perte et le renouvellement des racines fines (root turnover, Lukac 2012). Ces racines se décomposent et laissent à leur place un pore continu de plus ou moins grande dimension. C'est dans ces conditions qu'ont été faites les analyses présentées dans ce document. La CEBC de Lorraine se situe actuellement à cette étape et elle a réussi à conserver sa performance.

#### Étape 5 : équilibre et maturité

Bien qu'il n'existe probablement aucune CEBC ayant atteint ce stade, il est intéressant d'essayer d'imaginer le futur des CEBC. En termes de succession végétale, il est fort possible que les aulnes prennent le dessus pour ensuite passer à une étape de conifères et donc ici probablement *Picea mariana*. Ces espèces ayant un système racinaire relativement sensible à la saturation en eau et possédant de faibles profondeurs ne devraient pas coloniser la couche de rétention. Ainsi, à long terme la performance de la CEBC devrait être conservée.



## CHAPITRE 7

### CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

#### 7.1 Sommaire

En conclusion, il est intéressant de revenir sur le caractère novateur des recherches présenté ici. Pour la première fois, les présentes recherches ont permis de mesurer :

- Les traits de colonisation racinaire à différentes profondeurs dans la CRH d'une CEBC permettant ainsi d'évaluer le profil de colonisation;
- la performance à moyen terme d'une CEBC colonisée par les racines ceci grâce à des tests de consommation d' $O_2$ ;
- l'impact *in situ* des racines sur les propriétés hydrogéologiques qui gouvernent la performance d'une CEBC;
- la réactivité biologique (consommation d' $O_2$  par respiration) associée à la colonisation racinaire.

Lorsqu'il est question de CEBC, une multitude de travaux (Bussière et al. 2003b, 2004, 2006, 2007; Aubertin et al. 1999, 2002b; Dagenais et al. 2002, 2005a; Dagenais 2005) ont démontré leur efficacité en laboratoire et à court terme. L'importance du présent travail est double puisqu'il a permis de faire des analyses de performance à moyen terme, mais aussi d'approfondir les connaissances quant aux impacts que les racines peuvent avoir sur les propriétés hydrogéologiques des matériaux de recouvrement. De plus, en analysant la végétation sur un site comme celui de Lorraine, il fut aussi possible d'avancer l'hypothèse selon laquelle la performance sera fort probablement maintenue

à long terme. Ceci est dû au remplacement naturel des espèces à risque, comme *Salix* sp., par des espèces moins à risque, comme *Picea mariana*. Les espèces à risques sont des espèces ayant une colonisation racinaire profonde et résistantes à de hauts degrés de saturation et les espèces moins à risque sont celle avec des systèmes racinaires plus en surface et une tolérance faible pour les sols saturés. Une analyse et des recommandations par chapitre sont présentées ci-dessous.

## 7.2 Chapitre 3 - Article 1: Aboveground and belowground colonization of vegetation on a 17-year-old cover with capillary barrier effect built on a boreal mine tailings storage facility

Une des principales observations apportées par les analyses effectuées dans le chapitre 3 est la difficulté rencontrée par les racines à coloniser la CRH en profondeur. En effet, le principe de bris capillaire qui aide à maintenir la CRH saturée en eau aide aussi à limiter la colonisation de la CRH du même coup. Ce degré de saturation élevé et la couche de protection viennent tous deux permettre à la CRH de rester majoritairement intacte après 17 ans. Cependant, augmenter l'épaisseur de la CP ne devrait pas être considéré comme une méthode viable pour limiter la colonisation de la CRH. En effet, les espèces présentes sur le site peuvent avoir des systèmes racinaires allant jusqu'à 2m de profondeur. Les efforts devraient être dirigés vers la conservation d'une saturation en eau de la CRH ou d'une augmentation de l'épaisseur de la CRH pour s'assurer de garder une partie profonde intacte (sans colonisation racinaire). Il a aussi été observé que la succession végétale observée est similaire à l'évolution de la végétation sur un site boréal après retrait glaciaire. Cependant, il a aussi été observé que, comme peu de CEBC avec une végétation mature existent, il n'y a que peu de données disponibles quant à la végétation colonisant ce type de recouvrement. Il serait intéressant de continuer à faire le suivi de la végétation et plus particulièrement des paramètres racinaires. Une des données qui pourrait être vitale pour s'assurer de la conservation de la performance par les CEBC colonisées est l'avancement de la colonisation racinaire dans la CRH. Il serait important de savoir à quelle profondeur se situera la

majorité des racines dans cinq ou dix ans. Il serait aussi pertinent de faire un suivi de l'évolution de la végétation sur le site pour avoir une idée de la progression en termes d'espèce dominante.

L'objectif principal du chapitre 3 était de caractériser la végétation colonisant une CEBC de 17 ans dans un environnement de forêt boréale mixte tant au niveau aérien que souterrain. L'accent fut mis en particulier sur la mesure des traits racinaires (comme RLD, RMD et RVD ainsi que le diamètre des racines pour comparer les racines fines et grossières) dans la CRH ainsi que la couverture, la biomasse aérienne et la densité arborée de la CEBC. Ces analyses ont été faites afin de faire état de la situation à un temps  $t$  et afin d'évaluer s'il était nécessaire de faire un échantillonnage en profondeur pour estimer la colonisation racinaire de la CRH. Voici les recommandations que ces analyses ont révélées :

- Faire un suivi des espèces dominantes pour observer la vitesse à laquelle les espèces moins dommageables pour la CEBC (*P. mariana*, *Alnus sp.*) remplacent les espèces initiales plus à risque (ex : *Salix sp.*).
- Faire un suivi de la performance à moyen terme (30 à 50 ans) afin d'évaluer l'impact de *Populus sp.* en raison de sa colonisation plus profonde et de sa présence entre les espèces de débuts de succession et de fin de succession.
- Faire des mesures de colonisation racinaire directement sur la CRH puisqu'un inventaire de surface ne suffit pas à prédire la colonisation profonde.
- Ajouter de l'azote à la couche de protection afin d'accélérer la succession.
- Effectuer une revégétalisation avec des espèces dont les racines évitent de coloniser les zones immergées (sous le niveau de la nappe phréatique) (*P. mariana*) et avec un système racinaire surfacique (*Alnus sp.*)

### 7.3 Chapitre 4 - Article 2 : Impact of roots on hydrogeological parameters supporting the performance of a cover with capillary barrier effects

Suite à l'analyse de la littérature disponible et des données de cette étude de doctorat, il est clair que les interactions entre la colonisation racinaire des matériaux et leurs propriétés hydrogéologiques sont complexes. D'abord, la colonisation racinaire vient modifier la distribution des pores. Un système racinaire qui présente principalement des racines fines favorisera la formation de micropores alors qu'un système racinaire possédant majoritairement des racines grossières favorisera la formation de macropore. Ce changement de distribution des pores est difficile à analyser directement, mais l'impact de ce changement fut observé. La distribution des pores dans la CRH s'est déplacée vers une plus grande abondance de macropores. En raison de ce changement, la conductivité hydraulique saturée des matériaux colonisés a augmenté et leur AEV a diminué. Les courbes de rétention en eau démontrent ce changement et laissent supposer un risque de perte de saturation à de plus faibles degrés de succion. La colonisation racinaire atteignant surtout les 10 premiers cm de la CRH, les changements observés sur les propriétés hydrogéologiques sont pour l'instant limités à une couche d'environ 10 cm. Vu la profondeur de colonisation de la CRH, la performance de la CEBC devrait être conservée.

L'objectif principal du chapitre 4 était de relier les traits racinaires observés aux modifications des propriétés hydrogéologiques d'une CEBC de 17 ans dans un environnement de forêt tempérée mixte. Les analyses se sont concentrées sur les propriétés hydrogéologiques influençant le mouvement de l'eau (c.-à-d.  $k_{sat}$  et les paramètres reliés à la CRE tels que l'AEV et le taux de désaturation). Ces analyses ont été faites afin de comprendre les effets des racines sur le comportement hydrogéologique de la CEBC. Voici les recommandations que ces analyses ont mises à jour :

- Comme la colonisation racinaire pourrait poser un problème si elle se produisait sur la totalité de la CRH, il serait important d'en faire un suivi approfondi dans le temps.
- En utilisant la modélisation hydrogéologique non saturée, il serait possible de prendre en compte l'impact de la nouvelle couche de 10 cm créée par les racines qui possèdent des propriétés hydrogéologiques différentes.
- Évaluer la possibilité d'augmenter l'épaisseur de la CRH pour assurer une portion non colonisée d'épaisseur acceptable.

#### 7.4 Chapitre 5 - Article 3 : Oxygen migration through a cover with capillary barrier effects colonized by roots

Le chapitre 5 abordait l'impact des racines sur la diffusion de l'oxygène dans la CEBC. Le premier point ressortant des analyses effectuées est la mesure de la production de CO<sub>2</sub> dans la chambre des tests de consommation d'oxygène. En effet, en suivant l'évolution du CO<sub>2</sub> dans la chambre à gaz des TCO, il a été possible de s'assurer qu'il y avait bel et bien une respiration cellulaire mesurable dans la CRH. Par la suite, en utilisant les paramètres prédicts de manière empirique ainsi que le modèle mathématique POLLUTE, il fut possible d'extraire un coefficient de réactivité (K<sub>r</sub>). La présence de ce coefficient couplé à une démonstration de la présence de consommation d'oxygène dans la chambre à gaz ainsi qu'aucune réactivité due à des matériaux réactifs dans la CRH permet de conclure que le K<sub>r</sub> est relié aux racines présentes. Il fut aussi possible de corrélérer ce K<sub>r</sub> au RLD présent dans la CRH. Mesurer la consommation d'oxygène racinaire *in situ* apporte son lot de problèmes, mais la méthode novatrice présentée dans le chapitre 5 a permis de produire des résultats aisément interprétables.

L'objectif principal de ce chapitre était de caractériser le flux d'oxygène en lien avec les propriétés géotechniques et de colonisation racinaire d'une CEBC de 17 ans. Des tests de consommation d'oxygène (TOC) ont été utilisés pour estimer les flux d'oxygène. Les relations entre les traits des racines colonisant la CRH (c.-à-d. RLD,

biomasse et diamètre) et les propriétés influençant la diffusion de l'O<sub>2</sub> dans les matériaux [c.-à-d. degré de saturation (S<sub>r</sub>), coefficient de réactivité (K<sub>r</sub>), coefficient de diffusion effectif (D<sub>e</sub>) et porosité (n)] ont également été étudiées. Ces analyses ont été faites afin de comprendre les effets des racines sur le comportement de l'oxygène dans la CEBC. Voici les recommandations que ces analyses ont révélées :

- Comme les tests de consommation d'oxygène permettent de mesurer la performance de la CEBC et l'impact racinaire, ceux-ci devraient être favorisés lors du suivi de la performance d'une CEBC.
- Utiliser POLLUTE pour interpréter le TCO permet de créer un coefficient de réactivité à l'oxygène intégrant la consommation d'O<sub>2</sub> racinaire et devrait être fait suite aux tests de consommation d'oxygène.

## 7.5 Dernières remarques

Pour conclure, la CEBC de Lorraine semble relativement résistante à la colonisation racinaire après 17 ans. Sa performance est maintenue et elle ne semble pas devoir être impactée à long terme. Les CEBC comme méthode de restauration des sites miniers semblent être performantes et résilientes à une colonisation racinaire modérée. Au cours des travaux effectués dans le cadre de la présente thèse, plusieurs méthodes d'échantillonnage et d'analyse hydrogéologique pour inclure la colonisation racinaire ont été élaborées. Une méthodologie d'interprétation des tests de consommation d'oxygène avec racines pour s'assurer de la performance adéquate du recouvrement a aussi été développée. Ces méthodes et cette méthodologie pourront être utilisées dans la conception future de systèmes de recouvrement pour analyser l'impact de la colonisation racinaire sur la performance des recouvrements.

## ANNEXE A1

### METHODOLOGICAL APPROACH TO STUDY OXYGEN FLUXES IN A COVER WITH CAPILLARY BARRIER EFFECT WHEN COLONIZED BY PLANT ROOTS

Le flux d'oxygène traversant la CEBC colonisée par la végétation fut évalué à l'aide d'un test de consommation d'oxygène. Dans cette annexe, une analyse en profondeur de la méthode d'interprétation des tests de consommation d'oxygène avec utilisation du modèle POLLUTE est effectuée. Ce chapitre consiste en un article qui a été publié dans les Comptes-rendus de la conférence GEE2019 en 2019 par Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B. et Maqsoud, A.

#### A1.1 Abstract

Mine tailings can produce acid mine drainage (AMD) when exposed to water and oxygen. Under humid climates, one of the methods used to control AMD production is the use of an oxygen barrier cover such as a cover with capillary barrier effect (CCBE). CCBEs functioning relies on maintaining a high degree of saturation in one of the cover layers called the moisture-retaining layer (MRL). Plant root biointrusions, mainly those of woody species, can modify the CCBE materials properties, and change the dynamic of water and oxygen in the CCBE, which could affect its performance.

This project aims at evaluating *in situ* the impact of vegetation on the performance of a 17-years-old CCBE (Québec). The performance was assessed thanks to oxygen consumption tests conducted on the CCBE. Analyses of soil's water content, physical

properties and root colonization were conducted in parallel. This paper mainly describes the methodological approach that was developed to perform these interdisciplinary investigations, using the case study of a reclaimed abandoned mine site in Western Quebec. This approach successfully allowed to measure root contribution to oxygen consumption in the CCBE and could be a useful tool to better evaluate engineered cover performance in the long term.

### A1.2 Introduction

On a mine tailings storage facility, acid mine drainage (AMD) production can be of dire consequences on the environment. AMD is produced when sulphides present in the tailings are oxidized in the presence of oxygen and water. The generated acidity can be released into the environment by water flowing through the tailings (Demers et al. 2009; Hoffert 1956). In a humid climate such as the one in the Témiscamingue region in Quebec, where the average annual precipitation are around one meter per year (ECC Canada, 2017), stopping water from getting to the tailings can be challenging. Therefore, limiting the oxygen availability to the reactive tailings is preferred as a reclamation approach (Aubertin et al. 2000; Johnson & Hallberg 2005). To limit oxygen fluxes, different technologies exist such as water covers (e.g. MEND 2004) or engineered covers (Aubertin et al. 1995; Yanful et al. 1999).

A CCBE is an engineered oxygen barrier cover, which limits oxygen fluxes to underlying reactive tailings by maintaining a high degree of water saturation ( $S_r$ ) in its moisture-retaining layer (MRL). Indeed, oxygen diffuses  $10^3$  to  $10^4$  times slower in water than in air (Chapuis & Aubertin 2003; Hillel, 1998). A CCBE minimally contains three layers: a bottom layer called the capillary break layer (CBL), a top layer called the protection layer (PL) and the MRL between those. The CBL and the PL are made of coarser grain-sized materials, and thus have lower air entry value than the MRL, which is made with finer grain-sized materials. Therefore, the CBL reaches its residual water content faster than the MRL. At residual water content, the hydraulic

conductivity of the CBL is very low and the water does not flow easily from the MRL down to the CBL (Morel-Seytoux, 1992); water is thus trapped in the MRL. CCBEs are designed based on two sets of parameters: the hydrogeological properties of the cover materials (porosity, saturated hydraulic conductivity and water retention curves) and the boundary conditions applied to the cover system such as precipitation, evaporation, and water table level. The design and *in situ* applications of CCBEs are well documented in literature (e.g., Nicholson et al. 1989, Yanful et al. 1993a, 1993b, 1999; Aubertin et al. 1995, 1999, 2006; Lundgren 2001; MEND 2001, 2004; Bussière et al. 2003; Molson et al. 2008).

After construction, CCBEs will have to support vegetation due to active revegetation which is part of the reclamation design (Tordoff et al. 2000) or to natural recolonization by plants from around the reclaimed site (Guittonny et al., 2016). It has been shown that constructed CCBEs performed as expected (and even better) in the short and medium term (Dagenais et al., 2001; Bussière et al. 2006, 2009; Mbonimpa et al., 2011).

However, actual approaches used to assess the effectiveness of a CCBE generally do not consider the fact that vegetation is present and could influence both hydrogeological properties of the materials and boundary conditions. Indeed, roots could have an impact on the three sets of parameters on which the CCBE's effectiveness is based. First, they could change the cover materials' properties by creating preferential pathways (Scanlon & Goldsmith 1999) and could modify porosity (Sasal et al., 2006) because of root growth and decay (Angers & Caron, 1998). Second, they could decrease the degree of saturation in the soil due to water pumping and transpiration (Lambers et al., 2008). Finally, they could bring organic matter (OM) to the soil, which in turn brings OM degrading organism. Those organisms and the roots themselves breathe and thus can consume oxygen (Lambers et al. 2008). Therefore, it

is imperative to develop methodological approaches aiming at assessing CCBEs performance that includes vegetation (and more precisely roots) impacts.

To assess the performance of CCBEs to control oxygen flux, several approaches can be used such as the sulphate release measurements, the oxygen gradient method and the oxygen consumption (OC) test (Dagenais et al. 2012; Bussière et al., 2004; Elberling et al., 1994).

Plant roots could improve the CCBE's effectiveness by consuming oxygen through respiration. Oxygen consumption rate generally increases with root length density (RLD) (Cook et al., 2007) whereas at a high degree of saturation ( $S_r$ ), the respiration rate of roots decreases (Cook & Knight 2003). This study aims to include vegetation into the assessment of oxygen flux through CCBEs; the tests were performed on a 17 years old CCBE located in the Témiscamingue region, Quebec, Canada (Nastev and Aubertin, 2000). OC test method is used to estimate the flux of oxygen that migrates through the CCBE. The CCBE was colonized by the surrounding vegetation of the mixed boreal forest since its construction, and thus the relation between root colonization and  $O_2$  flux is analyzed.

### A1.3 Experimental study

#### A1.3.1 Experimental site

The present study was performed on a CCBE built in 1999 by the “Ministère de l’Énergie et des Ressources naturelles du Québec” to reclaim the abandoned tailings storage facility of the Lorraine mine site in Quebec (47° 24' 00" North; 79° 00' 00" West), Canada (15,5 ha), which generated AMD. Gold, Silver, Copper and Nickel were extracted for four years (1964-1968) and the mine was then abandoned, leaving approximately 600 000 tons of tailings (Dagenais et al. 2001). The site is in the Balsam fir-yellow birch domain and is surrounded by a mixed boreal forest (MFFP, 2016).

Now, the site has returned to a semi-natural state and native vegetation grows on the CCBE (figure 1). The average monthly precipitation varies between 35,7 mm in February, and 96,4 mm in August, for a yearly total of 836,5 mm. The water table is close to the surface in the northern section of the site and can reach 2 m deep in the southern part (Bussière et al. 2009). The average daily temperature varies between -15 °C in January and 18,3 °C in July (Government of Canada, 2015).



Figure A1.1. Lorraine site and its CCBE colonized by vegetation, 2016

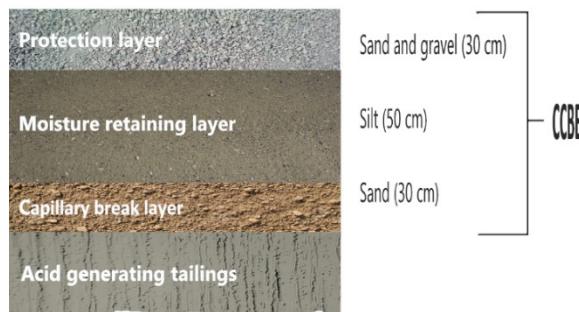


Figure A1.2. Lorraine site cover configuration and layer thickness for the CCBE's design

The CCBE design objectives were to maintain a minimum  $S_r$  of 85% in the MRL and a maximum oxygen flux of 20 to 40 g/m<sup>2</sup> year (Dagenais et al. 2001). Available materials to construct the CCBE were characterized (table 1) for grain size distribution ( $D_{10}$ ,  $C_u$ ), effective diffusion coefficient ( $D_e$ ), saturated hydraulic conductivity, water retention properties and dry density via compaction tests. Using these data, the chosen design was a 3-layered cover (figure 2). The CCBE is made of a base layer of 30

cm of uniform sand (SP) (according to the USCS classification; Bowles, 1984) to create the CB effect, of a MRL of 50 cm of non-plastic inorganic silt (ML), and of a 30 cm PL made of sand and gravel to protect the MRL from evaporation and erosion (Dagenais et al., 2001) (Figure 2 and Table 1). More information on the design of the CCBE can be found in Nastev and Aubertin (2000), Dagenais et al. (2001) and Bussière et al. (2009).

Table A1.1. Properties of materials used in the Lorraine site CCBE (Dagenais et al., 2001)

<b>Properties</b>	<b>silt</b>	<b>sand</b>
D <sub>10</sub>	0,001 to 0,0021	0,06 to 0,15
C <sub>u</sub>	5,1 to 7,1	2,5 to 3,33
n	0,38	0,38
Typical volumetric water content	0,35	0,05-0,15
S <sub>r</sub>	0,91	-
D <sub>c</sub> (m <sup>2</sup> /s)	3,1x10 <sup>-9</sup>	-

### A1.3.2 Experimental plot

The experimental plot was a 4m<sup>2</sup> square positioned around the center of the tailings facility reclaimed with the CCBE; the selection of the plot location was determined at the beginning of summer 2016. Vegetation density was representative of mean conditions of the site and the water table showed an intermediate depth.

### A1.3.3 Characterization of aboveground vegetation

Woody individual's height was measured at the beginning of the growing season (June 2016). Then, all aboveground parts of the vegetation present on the 2x2m plot were removed by species. Finally, plant parts were dried at 60°C for at least 48 hours and then weighed.

#### A1.3.4 OC tests on the MRL

After aboveground vegetation characterization, the CCBE's PL was removed using an excavator to access the MRL. In July 2016, an OC test was performed in the experimental plot. The OC test consists in inserting an aluminum cylinder into the whole depth of the MRL of the CCBE (Figure 3). The cylinder is then sealed with a cap, creating a small chamber (1 to 10 cm in height), at the top of which a finite amount of oxygen is enclosed. The decreasing concentration of oxygen in the chamber is then monitored for a given period of time (3 to 5 days). The variation of gas ( $O_2$  and  $CO_2$ ) concentrations in the closed chamber were measured 4 times a day, once every two hours every day of the test period using a syringe through a rubber septum placed in the cap (Figure 3) and a portable gas chromatograph (GC). During OC test set-up, an  $ECH_2O$  volumetric water content probe was inserted vertically at the surface of the MRL (0-5cm). The probe was calibrated with the site's material in the lab prior to field measurements.

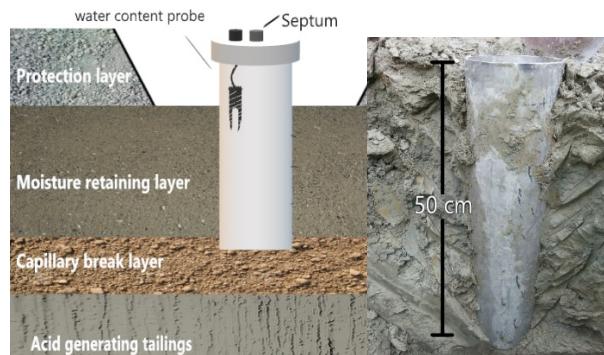


Figure A1.3. Schematic view of the OC test performed at the Lorraine mine site (left) and view of the OC test cylinder after the test (right)

#### A1.3.5 Characterization of root colonization of MRL materials

Just after performing the OC test, three cores of 8 cm in diameter and 10 cm in length were taken in the OC test cylinder at three different depths (0-10, 20-30, and 35-45cm; see Figure 5) using a core sampler (samples R in figure 6). Six additional cores were

also taken outside the cylinder at two different locations, both at 50 cm from the OC test cylinder, to characterize the whole plot (Figure 6). All cores were then washed with tap water and sieved at the laboratory to collect the roots. Roots were then scanned, and the resulting images were analyzed using the WinRHIZO software (Figure 4) (regular version, Regent Instruments, Inc., Sainte-Foy, Que.). This software provides the root volume density (total root volume / volume of soil core) and root length density (RLD) (total root length / volume of soil core) in the material, which are used as an indicator of root colonization density in the material (Guittonny et al. 2016). The roots were finally dried to measure the total root dry mass inside the cores that were then normalized by the cores' volume.

#### A1.3.6 Characterization of physical properties of MRL materials

To have a more complete understanding of the different mechanisms that affect the results of the OC tests, and since vegetation presence can create heterogeneity in material properties, the variation of the key parameters influencing the oxygen migration across the whole depth of the CCBE was studied.

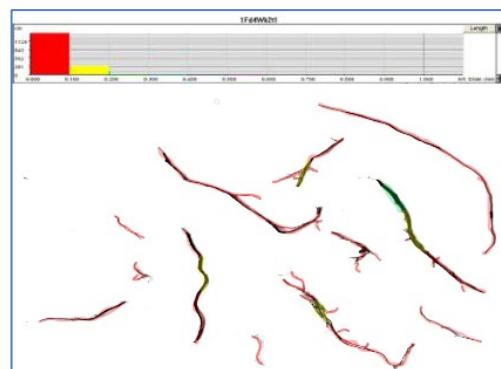


Figure A1.4. WinRHIZO root analysis software sample results

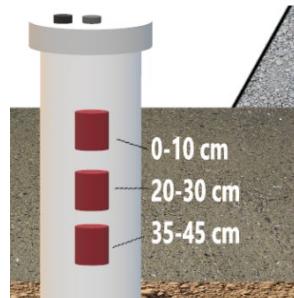


Figure A1.5. Schematic map of root coring positions inside the OC test cylinder

Six bulk samples were collected with an auger at three different depths (0 cm, 20 cm and 35 cm) (samples L in Figure 6). These samples were used to characterize grain size distribution (Malvern Laser Diffraction, ASTM designation: D422-63) and to measure gravimetric water content (drying for 48h at 60°C, ASTM designation: D2216-10).  $D_{10}$  and  $C_u$  values were obtained from grain size distribution;  $C_u$  being the ratio of  $D_{60}$  on  $D_{10}$  and  $D_{10}$  and  $D_{60}$  being the size of the sieves through which 10% and 60% of the sample weight passes, respectively. The degree of saturation  $S_r$  at various depths was calculated using mass-volume relationships. Finally, a double cylinder core sampler of 100 cm<sup>3</sup> was used to take eight undisturbed samples at four different depths being, 0 cm, 10 cm, 25 cm and 40 cm from the top of the MRL (samples P in figure 6). Macroporosity and total porosity (n) were measured with the method described by Cassel et al. (1986) using the porous surface of a sand box apparatus (Eijkelkamp Agrisearch Equipment) followed by a total drying of the samples. The following formula was used to calculate macroporosity ( $n_M$ ) :

$$n_M = \frac{\text{Saturated sample mass} - \text{mass at } 10\text{kPa}}{\text{Sample volume}}$$

The total porosity was calculated as follow:

$$n = \frac{\text{Saturated sample mass} - \text{dry sample mass}}{\text{Sample volume}}$$

P and L samples were collected at 50cm from the center of the OC test cylinder.

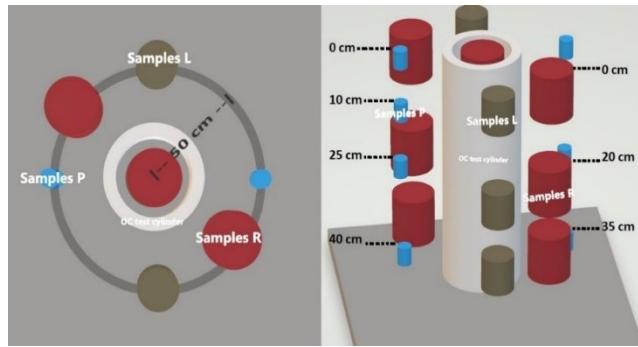


Figure A1.6. Top view (left) and side view (right) diagrams of sampling locations for root parameters (R samples), grain size distribution, degree of saturation, (L samples), porosity and macroporosity (P samples)

### A1.3.7 POLLUTE modelling

#### A1.3.7.1 POLLUTE basic parameters

With the OC test method, oxygen flux through the CCBE can be calculated from the oxygen depletion in the closed chamber and from the cover material properties. To do so, the POLLUTE software (Rowe et al. 1998) is used to solve the second Fick's law. To perform the numerical analysis, different parameters must be entered in the code. First, the number of layers and the thickness of the modeled cover are entered. Second, the dry density, the porosity ( $n = \theta_{eq}$  = equivalent porosity) and the coefficient of hydrodynamic dispersion ( $D^* = D_e \theta_{eq}$ ) of the MRL are entered. The equivalent porosity is a parameter that was introduced to account for the oxygen transport that occurs in both air ( $\theta_a$ , the volumetric air content) and water ( $\theta_w$ , the volumetric water content; Aubertin et al., 1999, 2000):

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad (\text{eq. A.1})$$

where  $H$  is the dimensionless Henry's equilibrium constant (~0,03 at 20 °C). The  $D_e$  parameter was estimated using a theoretical equation. The model used is a semi-empirical expression developed to estimate  $D_e$  based on the material's properties, such as its porosity  $n$  and the  $\theta_a$  and  $\theta_w$  (Aachib et al., 2004):

$$D_e = 1/n^2 (D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w}) \quad (\text{eq. A.2})$$

Where,  $D_a^0$  and  $D_w^0$  are the  $O_2$  diffusion coefficients in air and water, respectively; and  $p_a$  and  $p_w$  are related to the tortuosity of the gaseous and liquid interstitial phases, respectively. As suggested by Aachib et al. (2004), a value of  $p_a = p_w = 3,4$  was used in this study. The third parameter needed is the boundary conditions. Here, the top boundary is the finite mass of oxygen contained in the OC test chamber. The bottom boundary is considered to be a constant concentration of oxygen equal to zero, since all oxygen that reaches the bottom of the CCBE is considered to be instantly consumed by the reactive tailings. Finally, operating parameters such as model run time and output frequency are determined.

#### A1.3.7.2 POLLUTE modelling including reactivity due to root colonization

In the present study, the CCBE's MRL is supposed to have no reactivity, due to the inert silty material used as MRL. This means oxygen can only leave the system through migration down to the tailings by diffusion. However, in the presence of roots that colonize the MRL materials, the oxygen could be consumed by root respiration (Lambers et al., 2008) before reaching the tailings. POLLUTE can be used to simulate a material with oxygen reactivity; this reactivity coefficient is noted  $K_r$ . Since biological respiration produces  $CO_2$  (Lambers et al. 2008), oxygen depletion from root respiration should be coupled to a  $CO_2$  concentration increase in the chamber. To validate the respiration hypothesis,  $CO_2$  measurements were performed simultaneously to  $O_2$  measurements. After an initial simulation of the OC test with POLLUTE ( $K_r=0$ ) and using a  $D_e$  predicted using the Aachib et al. (2004) equation (eq. A.2), an iterative method was used to find a  $K_r$  that explains the differences between the in-situ measurements and modeled values. In POLLUTE,  $K_r$  cannot be directly integrated but the software can account for decaying matter of interest by using a half-life. Using the equation:

$$t_{1/2}^* = \frac{\ln 2}{K_r^*} = \theta_{eq} \frac{\ln 2}{K_r} \quad (\text{eq. A.3})$$

it is possible to relate half-life time ( $t_{1/2}^*$ ) to the aforementioned  $K_r$ .

#### A1.3.8 Calculation of the oxygen flux through the MRL

Using eq [4] from Mbonimpa et al. (2003) it is possible to calculate the oxygen flux below the CCBE's MRL with the following hypotheses: i. Diffusion is the only mechanism for oxygen transport; ii. Oxygen is rapidly consumed below the cover; iii. Sr is homogeneous in the whole MRL.

$$F_{sR,L} = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left[ \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right] \quad (\text{eq. A.4})$$

Where  $F_{s,L} = \frac{C_0 D_e}{L}$  and L = the depth of the MRL,  $C_0$  = the initial concentration of  $O_2$  in the OC test chamber,  $K_r = \theta_{eq} K_r^*$  and  $D_e = \theta_{eq} D^*$ . The oxygen flux in the actual CCBE including root colonization ( $K_r \neq 0$ ) and in a CCBE with no root colonization ( $K_r = 0$ ) were compared.

### A1.4 Results and Discussion

#### A1.4.1 Vegetation characterization

##### A1.4.1.1 Aboveground vegetation

On the experimental plot, *Asteraceae* and *Poaceae* were the main family of herbaceous plants that were found. *Asteraceae* showed the greater aboveground biomass with 19,1g of dried mass relative to a total of 29,4g of aboveground dried plant biomass. *Poaceae* had the second greater aboveground biomass with 1,3g. Some woody species individuals were sporadically present, such as small spruces, poplars and alders. The

mean height of these woody plants was of 13,4 cm, with the tallest being a *Populus balsamifera* L. of 17,8 cm.

#### A1.4.1.2 Roots colonization

Root length densities (RLD) measured in the experimental plot are presented in figure 7. It was not possible to sample the 40 cm depth outside the OC test cylinder due to the soil being too hard to core. Roots were colonizing the MRL, but mostly the top 10cm. The average measured RLD was of 1907 m/m<sup>3</sup> and 861 m/m<sup>3</sup> in the top 10 cm and across the whole MRL, respectively. These values are similar to those found in other studies for similar climates and depths (Bauhus et al., 1999). All analyzed roots were categorized as fine roots, meaning they had a diameter smaller than 2 mm. Roots were observed in every part of the MRL, but RLD drastically dropped to 17 m/m<sup>3</sup> in the deepest part (35-45 cm deep) of the MRL. In other studies, the maximum depths reported for plant roots in boreal climates is 2m (Canadell et al. 1996), but those observations were made on loamy and sandy soils, and roots will usually have a harder time growing in fine and compacted materials like the one found in the analyzed CCBE (Dexter 2009; Lipiec & Hatano 2003).

#### A1.4.2 Material properties

The material properties that were measured during the experiments are shown in table 2. Grain size distribution parameters ( $D_{10}$ ,  $C_u$ ), porosity (n), volumetric water content and  $S_r$  were similar to those measured by Dagenais et al. (2001) at the construction, when vegetation was absent on the CCBE. This means that root colonization of MRL materials did not impact those parameters.

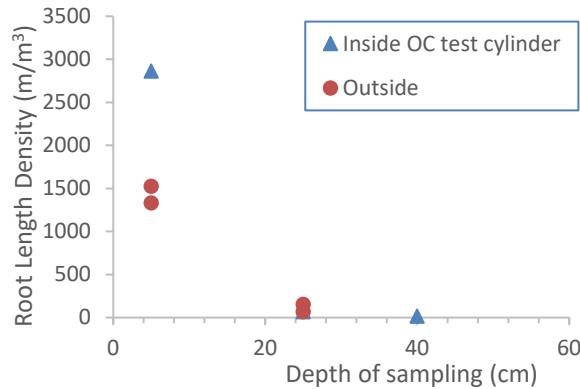


Figure A1.7. Root colonisation in terms of root length density (RLD) at several depths in the MRL in and around the OC test cylinder

Table A1.2. Soil properties of the MRL where the OC test was conducted (standard deviation in parentheses)

Properties	MRL (silt)
<i>Mean, n=6 for grains size distribution and n=8 for porosity</i>	
D <sub>10</sub> (µm)	1,87 (0,15)
C <sub>u</sub>	5,71 (0,79)
n	0,34 (0,03)
n <sub>M</sub>	0,04 (0,008)
<i>Measured directly in the top 10 cm of the MRL</i>	
Volumetric water content	0,31
S <sub>r</sub>	0,9
<i>Calculated</i>	
D <sub>e</sub> (m <sup>2</sup> /s)	7,2x10 <sup>-9</sup>

#### A1.4.3 OC test results and modelling

##### Step 1: Field measurements

As expected, the oxygen present in the OC test chamber was depleted during the OC test (Figure 8). The initial concentration of oxygen was of 0,307 kg/m<sup>3</sup>, which is close to the atmospheric O<sub>2</sub> concentration. By the end of the test, the O<sub>2</sub> concentration fell to 0,288 kg/m<sup>3</sup>; this variation corresponds to a fall of 1,4 percentage points (from 21,5% to 20,1%).

### Step 2: modelling with no material reactivity ( $K_r=0$ )

A first modelling was performed with only the physical parameters as input ( $K_r = 0$ ). The modelled evolution of oxygen concentrations in the OC test chamber did not properly fit the observed data (Figure 8). The decreasing oxygen concentration through time in the chamber obtained by numerical modelling was decreasing slower than field measurements. In other words, the oxygen was migrating faster than what was predicted by POLLUTE.

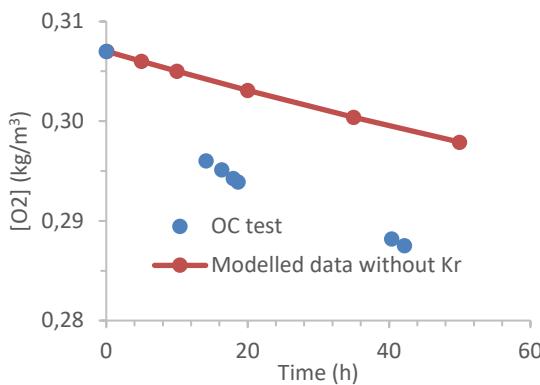


Figure A1.8. Modelling of the evolution of O<sub>2</sub> concentration in the OC test chamber with Pollute using only physical parameters as input compared to measured in-situ concentrations

### Step 3: Modelling using a K<sub>r</sub> to fit the data

One assumption to explain these discrepancies between predicted and measured O<sub>2</sub> concentration in Figure 8 is the consumption of oxygen by root respiration. Using POLLUTE's built-in half-life time, it is possible to include a reactivity coefficient to the analyzed material. Using an iterative procedure, a fitting K<sub>r</sub> was established. Including a K<sub>r</sub> > 0 into the numerical model to take the roots O<sub>2</sub> consumption into account allowed the modelled O<sub>2</sub> concentrations to fit much better the field measurements (figure 9). In this particular case, the inferred K<sub>r</sub> value was of  $3,4 \times 10^{-7}$  sec<sup>-1</sup>.

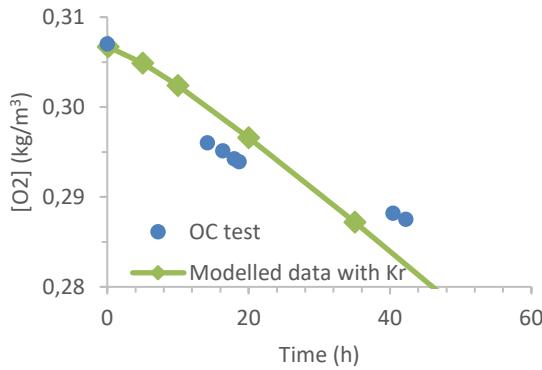


Figure A1.9. Field-measured, Pollute modelled, and adjusted ( $Kr \neq 0$ ) oxygen concentration evolution in the OC test chamber during OC test

Figure 9 shows that by integrating root respiration, the data modeled by Pollute approaches the observed data. To validate this hypothesis of root respiration, CO<sub>2</sub> measurements can be used. Indeed, root respiration should normally lead to a production of CO<sub>2</sub> that is also observed during the test (see Figure 10). CO<sub>2</sub> levels start at 0,12% which is a little higher than what is usually found in air (around 0,04%) and rose until it reached 0,85% by the end of the test. O<sub>2</sub> had a similar but opposite behavior, starting at 21,5% and finishing at 20,1%.

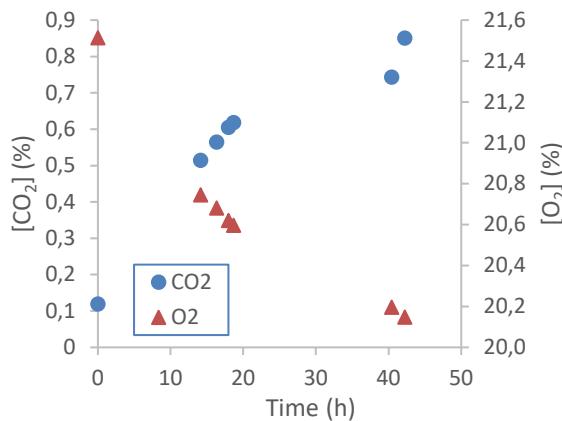


Figure A1.10. Evolution of CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub> concentration in the chamber of the OC test performed across the MRL for 2 days

#### A1.4.3.1 O<sub>2</sub> Flux

Using the measured parameters (initial O<sub>2</sub> concentration, C<sub>0</sub>; length of the cylinder, L) and modelled ones (effective diffusion coefficient, D<sub>e</sub>; bulk diffusion coefficient, D<sub>e</sub><sup>\*</sup>; bulk reactivity coefficient, K<sub>r</sub><sup>\*</sup>), it was possible to calculate the O<sub>2</sub> flux that can reach the reactive mine tailings through the root colonized CCBE using equation 4. It was also possible to evaluate a hypothetical O<sub>2</sub> flux without root colonization (Figure 11) by removing the calculated K<sub>r</sub>. It seems that the CCBE was successful in keeping the O<sub>2</sub> flux under the initial design limit of 20-40 g of O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/year in both case either with K<sub>r</sub> ( $2,4 \times 10^{-4}$  g/m<sup>2</sup>/year) or without K<sub>r</sub> (4,0 g/m<sup>2</sup>/year). However, it is interesting to notice that the presence of roots, and thus of a K<sub>r</sub>, drastically reduced the O<sub>2</sub> flux under the MRL. In previous studies made on the present site, O<sub>2</sub> fluxes varying from  $1,6 \times 10^{-3}$  to 0,4 g/m<sup>2</sup>/day were calculated (Dagenais et al., 2012) which is similar to what was calculated in the present paper.

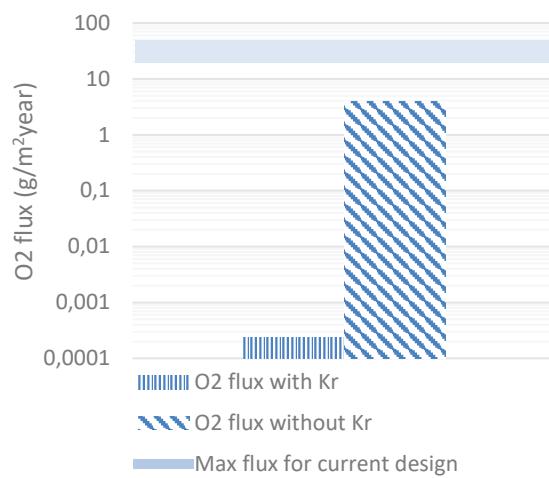


Figure A1.11. Calculated O<sub>2</sub> flux under the MRL with and without the calculated K<sub>r</sub>

#### A1.5 Summary and Conclusion

Evaluating the effectiveness of engineered covers used to limit oxygen flux and thus to control acid mine drainage production is required at the post-closure stage. However,

to the authors' knowledge, including the influence of vegetation in this evaluation has never been performed before. The use of a numerical model to predict the reactivity coefficient for roots is an original approach to assess the impact of vegetation in this evaluation process. It seems that roots have a positive short-term effect, because they decrease the oxygen flux under the MRL. However, it is important to push our analysis further to include the impacts of roots on other parameters such as saturated hydraulic conductivity, water saturation levels, water retention curve and other key parameters controlling the CCBE functioning. It would be also important to analyze the impact of different types of vegetation on those parameters as well. The present work makes a bridge between unsaturated hydrogeology analysis and plant biology. It allows a better integration of plant factor into the design of a cover with capillary barrier effect acting as O<sub>2</sub> barrier.

## BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE

- Aachib, M., Aubertin, M., et Chapuis, R.P., 1998, October. Essais en colonne sur des couvertures avec effets de barrière capillaire. In Proceedings of the 51st Canadian Geotechnical Conference, Edmonton, Alta (pp. 4-7).
- Aachib, M., Aubertin, M., et Mbonimpa, M., 2002, October. Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils. In Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference and the 3rd Joint IAH–CNC and CGS Groundwater Speciality Conference, Niagara Falls (pp. 163-171).
- Aachib, M., Aubertin, M., et Chapuis, R. P. 1993. Études en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide - Un état de la question. Report EPM/RT-93/32, École polytechnique de Montréal, Que.
- Aachib, M., Mbonimpa, M., et Aubertin, M. 2004. Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. Water, Air, and Soil Pollution, 156(1–4) : 163–193.
- Abdolahzadeh, A.M., Lacroix Vachon, B., et Cabral, A.R., 2011. Evaluation of the effectiveness of a cover with capillary barrier effect to control percolation into a waste disposal facility. Canadian Geotechnical Journal, 48(7), pp.996-1009.
- Abdolahzadeh, A.M., Vachon, B.L., et Cabral, A.R., 2011. Assessment of the design of an experimental cover with capillary barrier effect using 4 years of field data. Geotechnical and Geological Engineering, 29(5), p.783.

- Ackman, T.E. 1982. Sludge disposal from acid mine drainage treatment (Vol. 8672). US Department of the Interior, Bureau of Mines.
- Adu-Wusu, C., et Yanful, E.K. 2006. Performance of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle mine, Ontario. Canadian Geotechnical Journal, 43: 1–18.
- Aerts, R., Boot, R.G.A., et Van der Aart, P.J.M., 1991. The relation between above- and belowground biomass allocation patterns and competitive ability. *Oecologia*, 87(4), pp.551-559.
- Akindunni, F.F., Gillham, R.W., et Nicholson, R.V., 1991. Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. Canadian Geotechnical Journal, 28(3), pp.446-451.
- Alam, R., et Shang, J.Q., 2012. Effect of operating parameters on desulphurization of mine tailings by froth flotation. *Journal of Environmental Management*, 97, pp.122-130.
- Albright, W.H., Benson, C.H., et Waugh, W.J. 2010, August. Water balance covers for waste containment: principles and practice. American Society of Civil Engineers.
- 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), pp.1393-1403.
- 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), pp.2317-2332.

- Amato, M., Basso, B., Celano, G., Bitella, G., Morelli, G., et Rossi, R., 2008. *In situ* detection of tree root distribution and biomass by multi-electrode resistivity imaging. *Tree physiology*, 28(10), pp.1441-1448.
- Amthor, J.S., 2000. The McCree-de Wit-Penning de Vries-Thornley respiration paradigms: 30 years later. *Annals of Botany*, 86(1), pp.1-20.
- Andalo, C., Beaulieu, J., et Bousquet, J., 2005. The impact of climate change on growth of local white spruce populations in Quebec, Canada. *Forest Ecology and Management*, 205(1-3), pp.169-182.
- Andersen, P.C., Montano, J.M., et Lombard, P.B., 1985. Root anaerobiosis, root respiration, and leaf conductance of peach, willow, quince, and several pear species. *HortScience*, 20(2), pp.248-250.
- Angers, D. A., et Caron, J. 1998. Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, 42(1-2), 55-72.
- Anterrieu, O., Chouteau, M., et Aubertin, M., 2010. Geophysical characterization of the large-scale internal structure of a waste rock pile from a hard rock mine. *Bulletin of engineering geology and the environment*, 69(4), pp.533-548.
- 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), p.04014101.
- Archer, N.A.L., Quinton, J.Nl 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), pp.535-553.

- 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), pp.355-367.
- Aube, B. 2004. Une étude en usine pilote de la production de boues à haute densité durant le traitement des eaux de drainage minier acide. Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal, 95 p.
- Aubé, B.C., et Zinck, J.M. 1999. Comparison of AMD treatment processes and their impact on sludge characteristics. In proceedings for Sudbury (Vol. 99, pp. 261-270).
- Aubertin, M., Aachib, M., et Authier, K. 2000. Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomebranes*, 18: 1–19.
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A.-M., Bussière, B., et Chapuis, R.P. 1997a. Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers, MEND Report 2.22.2b. CANMET, Ottawa, Ont.
- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., et Chapuis, R.P. 1996. Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*, 1: 3–13.
- Aubertin, M., Bussière, B., et Bernier, L. 2002. "Environnement et gestion des rejets miniers (CD-ROM)." Les Presses Internationales Polytechnique, École Polytechnique de Montréal, Qué., Canada.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D., Barbera, J.M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P., et Bernier, L., 1999. Étude sur les barrières

- sèches construites à partir de résidus miniers Phase II–Essais en place. [A study of dry covers constructed from mine tailings, Phase II: *In situ* test.]. École Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Project, 2.
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., et Mbonimpa, M. 2016. Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites. In Geo-Chicago 2016 (pp. 343-358).
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., et Tremblay, L. 1995a. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. NEDEM/MEND Report 2.22.2a, École Polytechnique de Montréal, Project CDT P1622. CD-ROM, Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET), Ottawa, Ont.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Bouchentouf, A., et Bussière, B. 1997b. Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, B.C., 31 May – 6 June, Vol. 2, pp. 731–746.
- Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S.A., Bussière, B., Molson, J., et Chapuis, R.P., 2009. Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. Canadian Geotechnical Journal, 46(10), pp.1146-1164.
- Aubertin, M., Cifuentes, E., Martin, V., Apithy, S., Bussière, B., Molson, J., Chapuis, R.P., et Maqsoud, A., 2006a. An investigation of factors that influence the water diversion capacity of inclined covers with capillary barrier effects. In Unsaturated Soils 2006 (pp. 613-624).
- Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., et Dagenais, A.M., 2006b. Investigations of layered cover systems acting as oxygen barriers to limit acid mine drainage. In 5th ICEG Environmental Geotechnics: Opportunities, Challenges and Responsibilities

for Environmental Geotechnics: Proceedings of the ISSMGE's fifth international congress organized by the Geoenvironmental Research Centre, Cardiff University and held at Cardiff City Hall on 26–30th June 2006 (pp. 827-835). Thomas Telford Publishing.

Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., et Maqsoud, A., 2015. Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA. In Proc. Symposium 2015 on Mines and the Environment, Rouyn-Noranda (p. 67).

Aubertin, M., Ricard, J.F., et Chapuis, R.P., 1995b, September. A study of capillary properties of mine tailings: Measurements and modeling. In Proc. 48th Canadian Geotechnical Conference, Vancouver (pp. 17-24).

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: 55–69.

Awoh, A. S., Mbonimpa, M., et Bussière, B. 2012. Field Study of the Chemical and Physical Stability of Highly Sulphide-Rich Tailings Stored Under a Shallow Water Cover. Mine Water Environ, 32 : 42–55

Awoh, A.S., Mbonimpa, M., et Bussière, B. 2020. in Bussière, B., et Guittonny, M. eds. Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage. CRC Press, pp. 135-166

Barataud, F., Moyne, C., Bréda, N., et Granier, A., 1995. Soil water dynamics in an oak stand. Plant and Soil, 172(1), pp.29-43.

- Barbour, S.L., 1990. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers: Discussion. Canadian Geotechnical Journal, 27(3), pp.398-401.
- Bardgett, R. D., et Walker, L. R. 2004. Impact of coloniser plant species on the development of decomposer microbial communities following deglaciation. Soil Biology and Biochemistry, 36(3), 555-559.
- Barley, K.P., 1954. Effects of root growth and decay on the permeability of a synthetic sandy loam. Soil Science, 78(3), pp.205-210.
- Bear, J., 1972. Dynamics of fluids in porous media. Dover, New York. Dynamics of fluids in porous media. Dover, New York.
- Beaulieu, A. 2015. Étude du recouvrement végétal sur la couverture à effet de barrière capillaire (CEBC) du site minier restauré Lorraine suite à l'entretien de la végétation. Université du Québec à Montréal, Montréal, Rapp. BIA4100-BEAA24109305.
- Benson, C., et Khire, M., 1995. Earthen covers for semi arid and arid climates, landfill closures. ASCE, GSP, (53), pp.201-217.
- Benson, C. H., A. Sawangsuriya, B. Trzebiatowski, et W. H. Albright. 2007. Postconstruction changes in the hydraulic properties of water balance cover soils. J. Geotech. Geoenvir. Eng. 133 (4): 349–359.
- Benson, C., Albright, W., Fratta, D., Tinjum, J., Kucukkirca, E., Lee, S., Scalia, J., Schlicht, P., et Wang, X. 2011. Engineered Covers for Waste Containment: Changes in Engineering Properties & Implications for Long-Term Performance Assessment, NUREG/CR-7028, Office of Research, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington.

- Benson, C.H., Thorstad, P.A., Jo, H.Y., et Rock, S.A., 2007. Hydraulic performance of geosynthetic clay liners in a landfill final cover. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 133(7), pp.814-827.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, É., et Blier, A., 2008. Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerals engineering*, 21(4), pp.330-340.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., et Marion, P., 2000. Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation. *International journal of mineral processing*, 60(1), pp.57-74.
- Bergeron, Y., et Dubue, M., 1988. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetatio*, 79(1-2), pp.51-63.
- Bernard, J.M., et Fiala, K., 1986. Distribution and standing crop of living and dead roots in three wetland Carex species. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, pp.1-5.
- Bernier, L. 1996. Rapport d'analyses minéralogiques sur 7 échantillons de résidus miniers, Mine Lorraine, Témiscamingue, Québec. Géoberex Recherche, 14p.
- Bernier, L.R., Aubertin, M., Poirier, C., et Bussiere, B. 2002. On the use of limestone drains in the passive treatment of acid mine drainage (AMD). In Proc. of Défis & Perspectives: Symposium (p. 540).
- Beven, K., et Germann, P. 2013. Macropores and water flow in soils revisited. *Water Resources Research*, 49(6): 3071–3092. doi:10.1002/wrcr.20156.

- Black, R.A., et Bliss, L.C., 1980. Reproductive ecology of *Picea mariana* (Mill.) BSP., at tree line near Inuvik, Northwest Territories, Canada. Ecological Monographs, 50(3), pp.331-354.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., Paktunc, D., Gould, W.D., et Johnson, D.B., 2014. 11.5-the geochemistry of acid mine drainage. In Treatise on geochemistry (pp. 131-190). Elsevier Oxford.
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., et Jurjovec, J., 2003. Mill tailings: Hydrogeology and geochemistry. In: Jambor, J.L., Blowes, D.W., Ritchie, A.I.M. (Eds.), Environmental Aspects of Mine Wastes, Short Course Volume 31, Mineralogical Association of Canada, pp. 95–116 (chapter 5).
- Bodner, G., Leitner, D., et Kaul, H.-P. 2014. Coarse and fine root plants affect pore size distributions differently. Plant and Soil, DOI 10.1007/s11104-014-2079-8.
- Boggie, R. 1972. Effect of water-table height on root development of *Pinus contorta* on deep peat in Scotland. Oikos, 23 : 304-312.
- 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), pp.333-348.
- Bois, D., Poirier, P., Benzaazoua, M., Bussière, B., et Kongolo, M., 2005. A feasibility study on the use of desulphurized tailings to control acid mine drainage. Cim Bulletin, 98(1087), pp.74-74.
- Bonan, G.B., et Sirois, L., 1992. Air temperature, tree growth, and the northern and southern range limits to *Picea mariana*. Journal of Vegetation Science, 3(4), pp.495-506.

- Bond-Lamberty, B., Wang, C., et Gower, S.T., 2002. Aboveground and belowground biomass and sapwood area allometric equations for six boreal tree species of northern Manitoba. Canadian Journal of Forest Research, 32(8), pp.1441-1450.
- Bond-Lamberty, B., Wang, C., et Gower, S.T. 2004. A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration. Global Change Biology, 10(10) : 1756–1766.
- Bossé, B., Bussiere, B., Hakkou, R., Maqsoud, A., et Benzaazoua, M., 2013. Assessment of phosphate limestone wastes as a component of a store-and-release cover in a semiarid climate. Mine water and the environment, 32(2), pp.152-167.
- Bossé, B., Bussière, B., Hakkou, R., Maqsoud, A., et Benzaazoua, M., 2015. Field experimental cells to assess hydrogeological behaviour of store-and-release covers made with phosphate mine waste. Canadian Geotechnical Journal, 52(9), pp.1255-1269.
- Bouazza, A., 2002. Geosynthetic clay liners. Geotextiles and Geomembranes, 20(1), pp.3-17.
- Bouazza, A., Liu, Y., et Gates, W.P., 2013. Effect of strong acidic leachates on hydraulic conductivity of a needle punched GCL. In Heapleach Conference, Vancouver, Canada.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., et Côté, J., 2020. Insulation covers with capillary barrier effects to control sulfide oxidation in the Arctic. Canadian Geotechnical Journal, (ja).
- Bouma, T. J., Nielsen, K. L., Eissenstat, D. M., et Lynch, J. P. 1997. Estimating respiration of roots in soil: interactions with soil CO<sub>2</sub>, soil temperature and soil water content. Plant and Soil, 195(2), 221-232.

Bourgeois, M., 1986. Le concept de barrière capillaire: étude par modèle numérique (Doctoral dissertation, Paris, ENMP).

Bowerman, A.G., et Redent, E.F., 1998. Biointrusion of protective barriers at hazardous waste sites. *Journal of Environmental Quality*, 27(3), pp.625-632.

Bowles, J.E. 1984. Physical and geotechnical properties of soils. 2nd ed. McGraw-Hill Book Company, New York.

Boy, J., Godoy, R., Shibliova, O., Boy, D., McCulloch, R., de la Fuente, A.A., Morales, M.A., Mikutta, R., et Guggenberger, G., 2016. Successional patterns along soil development gradients formed by glacier retreat in the Maritime Antarctic, King George Island. *Revista chilena de historia natural*, 89(1), p.6.

Bradshaw, A. The use of natural processes in reclamation—Advantages and difficulties. *Landsc. Urban Plan.* 2000, 51, 89–100, doi:10.1016/s0169-2046(00)00099-2.

Bradshaw, A., 2000. The use of natural processes in reclamation—advantages and difficulties. *Landscape and urban planning*, 51(2-4), pp.89-100.

Bradshaw, A.D. The Reconstruction of Ecosystems: Presidential Address to the British Ecological Society, December 1982. *J. Appl. Ecol.* 1983, 20, 1, doi:10.2307/2403372.

Buckingham, E., 1907. Studies on the movement of soil moisture. US Dept. Agric. Bur. Soils Bull., 38.

Burga, C. A. 1999. Vegetation development on the glacier forefield Morteratsch (Switzerland). *Applied Vegetation Science*, 2(1), 17-24.

- 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.
- Burns, I.G., 1980. Influence of the spatial distribution of nitrate on the uptake of N by plants: a review and a model for rooting depth. Journal of Soil Science, 31(2), pp.155-173.
- Burton, A., Pregitzer, K., Ruess, R., Hendrick, R., et Allen, M., 2002. Root respiration in North American forests: effects of nitrogen concentration and temperature across biomes. Oecologia, 131(4), pp.559-568.
- Burton, A.J., Pregitzer, K.S., Zogg, G.P., et Zak, D.R., 1996. Latitudinal variation in sugar maple fine root respiration. Canadian Journal of Forest Research, 26(10), pp.1761-1768.
- Burton, A.J., Zogg, G.P., Pregitzer, K.S., et Zak, D.R., 1997. Effect of measurement CO<sub>2</sub> concentration on sugar maple root respiration. Tree Physiology, 17(7), pp.421-427.
- Bussière, B. 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Ph.D. thesis, Mineral Engineering Department, École Polytechnique de Montréal, Que. 354 pp.
- Bussière, B., 2010. Acid mine drainage from abandoned mine sites: problematic and reclamation approaches. In Advances in Environmental Geotechnics (pp. 111-125). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Bussière, B., et Guittionny, M. eds., 2020. Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage. CRC Press.

Bussière, B., et Wilson, W. 2020. in Bussière, B., et Guittonny, M. eds. Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage. CRC Press, pp. 115-134.

Bussière, B., Aubertin, M., et Chapuis, R.P., 2002, July. A laboratory set up to evaluate the hydraulic behavior of inclined capillary barriers. In Proceedings of the International Conference on Physical Modelling in Geotechnics, St. John's, NL (pp. 10-12).

Bussière, B., Aubertin, M., et Chapuis, R.P., 2003a. The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, 40(3), pp.512-535.

Bussière, B., Aubertin, M., et Chapuis, R.P. 1997a. Écoulement non saturé à travers les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) : Modélisation physique et numérique avec application au drainage minier acide. Report EPM/RT-97/03, École Polytechnique de Montréal, Que.

Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W., et Chapuis, R.P., 2007. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. Canadian Geotechnical Journal, 44(3), pp.245-265.

Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., et Mbonimpa, M., 2004. A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. Environmental Geology, 45(5), pp.609-622.

Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., et Julien, M., 2003b, May. Results from the monitoring program at the LTA site: hydraulic behavior of the cover. In Proceedings of the 105th Annual General Meeting of CIM-ICM, Montréal, Que (pp. 4-7).

- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., et Julien, M., 2006. Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. CIM Bulletin, 1(6), pp.1-11.
- Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Maqsoud, A., et Cyr, J. 2009. Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec : Résultats de 10 ans de suivi. Déchets, Sciences & Techniques, revue francophone d'écologie industrielle, 54(2) : 49–64.
- Byrne, P., Hudson-Edwards, K. A., Bird, G., Macklin, M. G., Brewer, P. A., Williams, R. D., et Jamieson, H. E. 2018. Water quality impacts and river system recovery following the 2014 Mount Polley mine tailings dam spill, British Columbia, Canada. Applied Geochemistry, 91, 64-74.
- Cabral, A., Lefebvre, G., Proulx, M.F., Audet, C., et Labbe, M., 1997. Use of deinking residues as cover material in the prevention of AMD generation at an abandoned mine site. In Tailings and Mine Waste'97 (pp. 257-266).
- Cabral, A., Racine, I., Burnotte, F., et Lefebvre, G., 2000. Diffusion of oxygen through a pulp and paper residue barrier. Canadian Geotechnical Journal, 37(1), pp.201-217.
- Campbell, N.A., et Reece, J.B., 2007. Biologie (3e éd.). Montréal, Québec: Éditions du Renouveau Pédagogique Inc.
- Campos D. 2004, Geophysical characterization of the internal structure of a waste rock pile. Master thesis (in French), École Polytechnique de Montréal, Canada
- Canadell, J., Jackson, R.B., Ehleringer, J.R., 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.

- Cao, K.F., et Ohkubo, T., 1998. Allometry, root/shoot ratio and root architecture in understory saplings of deciduous dicotyledonous trees in central Japan. *Ecological Research*, 13(2), pp.217-227.
- Carbone, M.S., et Trumbore, S.E., 2007. Contribution of new photosynthetic assimilates to respiration by perennial grasses and shrubs: residence times and allocation patterns. *New Phytologist*, 176(1), pp.124-135.
- Carleton, T.J., et Maycock, P.F., 1978. Dynamics of the boreal forest south of James Bay. *Canadian Journal of Botany*, 56(9), pp.1157-1173.
- Cazzuffi, D., et Crippa, E., 2004. Behaviour vs. time of geosynthetic clay liners sampled from a brownfield in southern Italy after seven years of installation. In Proceedings of 3rd Asian Regional Conference on Geosynthetics, June, Seoul, Korea (pp. 411-418).
- Chapin, F.S., Walker, L.R., Fastie, C.L., et Sharman, L.C., 1994. Mechanisms of primary succession following deglaciation at Glacier Bay, Alaska. *Ecological Monographs*, 64(2), pp.149-175.
- Chapuis, R.P., et Aubertin, M. 2003. On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3) : 616–628.
- Chapuis, R.P., Crespo, J.R., Chenaf, D., et Aubertin, M. 1993. Evaluation of a groundwater F.E.M. software for steady and unsteady state conditions. In Proceedings of the 46th Canadian Geotechnical Conference, Saskatoon, Sask., 27–29 September. pp. 61–70.
- Chen, Z., Xu, Y., Fan, J., Yu, H., et Ding, W. 2017. Soil autotrophic and heterotrophic respiration in response to different N fertilization and environmental conditions

- from a cropland in Northeast China. *Soil Biology and Biochemistry*, 110 : 103–115. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.011>.
- Childs, E.C., et Collis-George, N., 1950. The permeability of porous materials. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences*, 201(1066), pp.392-405.
- Chopard, A., Benzaazoua, M., Plante, B., Bouzahzah, H., et Marion, P., 2015. Kinetic tests to evaluate the relative oxidation rates of various sulfides and sulfosalts. *ICARDS2015 Proceedings*, Santiago du Chile (Chile).
- Coelho, E.F., et Or, D., 1999. Root distribution and water uptake patterns of corn under surface and subsurface drip irrigation. *Plant and Soil*, 206(2), pp.123-136.
- Collin, M., et Rasmuson, A., 1987. Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Licenciate Treatise*. Royal Institute of Technology. Department of Chemical Engineering. S-10044 Stockholm, Sweden.
- Cook, F.J., et Knight, J.H., 2003. Oxygen transport to plant roots: Modeling for physical understanding of soil aeration. *Soil Science Society of America Journal*, 67(1), pp.20-31.
- Cook, F.J., Knight, J.H., et Kelliher, F.M. 2007. Oxygen transport in soil and the vertical distribution of roots. *Australian Journal of Soil Research*, 45(2) : 101–110.
- Cooke, J.A., et Johnson, M.S., 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10(1), pp.41-71.
- Corey, A.T., 1957. Measurement of water and air permeability in unsaturated soil. *Soil Science Society of America Journal*, 21(1), pp.7-10.

- Cosset, G. 2009. Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux : essais en colonne et simulations numériques. Mémoire de Maîtrise, Département CGM, Ecole Polytechnique de Montréal, 217p.
- Cropper Jr, W.P., et Gholz, H.L., 1991. *In situ* needle and fine root respiration in mature slash pine (*Pinus elliottii*) trees. Canadian Journal of Forest Research, 21(11), pp.1589-1595.
- Cuevas, J.G., Silva, S.I., Leon-Lobos, P., et Ginocchio, R., 2013. Nurse effect and herbivory exclusion facilitate plant colonization in abandoned mine tailings storage facilities in north-central Chile. Revista Chilena de Historia Natural, 86(1), pp.63-74.
- Dagenais, A.M. 2005. Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Thèse de doctorat sciences appliquées (génie minéral), Département des génies civil, géologique et des mine, 436 p.
- Dagenais, A.M., Aubertin, M., et Bussière, B., 2006, March. Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table. In Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) (Vol. 2630, p. 405420).
- Dagenais, A.M., Aubertin, M., Bussière, B., et Martin, V., 2005b. Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage. Proceedings of post-mining, pp.16-17.
- Dagenais, A.M., Aubertin, M., Bussière, B., et Cyr, J. 2005a. Performance of the Lorraine Mine Site Cover to Limit Oxygen Migration. SME Transactions, 318 : 190–200.

- Dagenais, A.M., Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., et Cyr, J., 2001, February. Monitoring at the Lorraine mine site: a follow up on the remediation plan. In 2001 National Association of Abandoned Mine Land Programs Annual Conference: Land Reborn: Tolls for the 21st Century, Athens, Ohio. Proceedings on CD-Rom.
- Dagenais, A.M., Mbonimpa, M., Bussière, B., et Aubertin, M., 2012. A modified oxygen consumption test to evaluate gas flux through oxygen barrier cover systems. *Geotechnical testing journal*, 35(1), pp.150-158.
- Dave, N.K., et Vivyurka, A.J., 1994. Water cover on acid generating uranium tailings-Laboratory and field studies. In Proceedings of the international land reclamation and mine drainage conference and third international conference on the abatement of acidic drainage. Volume 1: Mine drainage--SP 06A-94.
- Dave, N.K., Lim, T.P., Horne, D., Boucher, Y., et Stuparyk, R., 1997, May. Water cover on reactive tailings and waste rock: laboratory studies of oxidation and metal release characteristics. In Proceedings Fourth International Conference on Acid Rock Drainage (pp. 779-794).
- Davis Jr, R. A., Welty, A. T., Borrego, J., Morales, J. A., Pendon, J. G., et Ryan, J. G. 2000. Rio Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution. *Environmental Geology*, 39(10), 1107-1116.
- de Oliveira Gomes, L.E., Correa, L.B., Sá, F., Neto, R.R., et Bernardino, A.F. 2017. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1-2), pp.28-36.
- Dejong, J., Tibbett, M., et Fourie, A. 2015. Geotechnical systems that evolve with ecological processes. *Environmental Earth Science*. 73: 1067-1082. DOI 10.1007/s12665-014-3460-x.

- Demers, I. 2008. Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. Thèse de doctorat en sciences de l'environnement, Institut de recherche en mines et environnements, 307 p.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., et Blier, A. 2008. Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. Minerals Engineering, 21(4) : 317–329.
- Demers, I., Bussière, B., Mbnimpa, M., et Benzaazoua, M. 2009. Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. Canadian Geotechnical Journal, 46 : 454–469.
- Demers, I., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bouda, M., Awoh, S., Lortie, S., et Gagnon, M., 2017. Use of acid mine drainage treatment sludge by combination with a natural soil as an oxygen barrier cover for mine waste reclamation: Laboratory column tests and intermediate scale field tests. Minerals Engineering, 107, pp.43-52.
- Desrochers, A., Landhäuser, S. M., et Lieffers, V. J. 2002. Coarse and fine root respiration in aspen (*Populus tremuloides*). Tree physiology, 22(10), 725-732.
- Dexter, A.R. 2009. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter in Soil physical quality, and effects on root growth. p.33. Available at: <http://books.google.de/books?id=ZBEORJLaaxQC>.
- Di Iorio, A., Montagnoli, A., Terzaghi, M., Scippa, G.S., et Chiatante, D., 2013. Effect of tree density on root distribution in *Fagus sylvatica* stands: a semi-automatic digitising device approach to trench wall method. Trees, 27(6), pp.1503-1513.

- Down, C.G., et Stocks, J., 1977. Environmental impact of mining. Environmental impact of mining. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Drew, M.C., et Saker, L.R., 1975. Nutrient supply and the growth of the seminal root system in barley: II. Localized, compensatory increases in lateral root growth and rates of nitrate uptake when nitrate supply is restricted to only part of the root system. *Journal of experimental Botany*, 26(1), pp.79-90.
- Durigan, G., Melo, A.C., et Brewer, J.S., 2012. The root to shoot ratio of trees from open-and closed-canopy cerrado in south-eastern Brazil. *Plant Ecology & Diversity*, 5(3), pp.333-343.
- Ebel, B. A. 2012. Wildfire impacts on soil-water retention in the Colorado Front Range, United States. *Water Resources Research*, 48(12).
- Egli, M., Wernli, M., Kneisel, C., et Haeberli, W., 2006. Melting glaciers and soil development in the proglacial area Morteratsch (Swiss Alps): I. Soil type chronosequence. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 38(4), pp.499-509.
- Ehlers, W., Hamblin, A.P., Tennant, D., et Van der Ploeg, R.R., 1991. Root system parameters determining water uptake of field crops. *Irrigation Science*, 12(3), pp.115-124.
- El Hachimi, M.L., El Founti, L., Bouabdli, A., Saidi, N., Fekhoui, M., et Tassé, N. 2007. Pb et As dans des eaux alcalines minières: contamination, comportement et risques (mine abandonnée de Zeïda, Maroc). *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 20(1), pp.1-13.
- Elberling, B., et Nicholson, R.V., 1996. Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. *Water Resources Research*, 32(6), pp.1773-1784.

- Elberling, B., 2005. Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. *Cold Regions Science and Technology*, 41(2), pp.121-133.
- Elberling, B., et Nicholson, R. V. 1996. Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. *Water Resources Research*, 32(6), 1773-1784.
- Elberling, B., et Nicholson, R.V. 1996. Field Determination of Sulphide Oxidation Rates in Mine Tailings. *Water Resour. Res.* 32(6) : 1773–1784.
- Elberling, B., Nicholson, R.V., Reardon, E.J., et Tibble, P. 1994. Evaluation of Sulphide Oxidation Rates: A Laboratory Study Comparing Oxygen Fluxes and Rates of Oxidation Product Release. *Can. Geotech. J.* 31 : 375–383.
- Elberling, B., Schippers, A., et Sand, W., 2000. Bacterial and chemical oxidation of pyritic mine tailings at low temperatures. *Journal of Contaminant Hydrology*, 41(3-4), pp.225-238.
- El-Farhan, Y.H., Rolston, D.E., Petersen, L.W., et Glauz, R.D., 1996. Analytical Solution for Two-Region Diffusion with Two Well-Mixed End Chambers. *Soil Science Society of America Journal*, 60(6), pp.1697-1704.
- Ethier, M. P., Bussière, B., Broda, S., et Aubertin, M. 2018. Three-dimensional hydrogeological modeling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 26(4), 1201-1219.
- Fan, Y., Miguez-Macho, G., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B., et Otero-Casal, C. 2017. Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(40), 10572-10577.

- Fan, Y., Miguez-Macho, G., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., et Otero-Casal, C., 2017. Hydrologic regulation of plant rooting depth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(40), pp.10572-10577.
- Fayer, M.J., et Gee, G.W., 2006. Multiple-year water balance of soil covers in a semiarid setting. *Journal of environmental quality*, 35(1), pp.366-377.
- Fayer, M.J., Rockhold, M.L., et Campbell, M.D. 1992. Hydrologic modeling of protective barriers: comparison of field data and simulation results. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 690–700.
- Finér, L., Messier, C., et De Grandpré, L. 1997. Fine-root dynamics in mixed boreal conifer - broad-leaved forest stands at different successional stages after fire. *Canadian Journal of Forest Research*. 27(3) : 304–314. Available at: [http://www.nrc.ca/cgi-bin/cisti/journals/rp/rp2\\_abst\\_e?cjfr\\_x96-170\\_27\\_ns\\_nf\\_cjfr27-97](http://www.nrc.ca/cgi-bin/cisti/journals/rp/rp2_abst_e?cjfr_x96-170_27_ns_nf_cjfr27-97).
- Fontaine, R. 1999. Restauration du site minier Lorraine. *Rapport de surveillance des travaux 7209-700-02*. Dessau-Soprin, Val d'Or, Québec, 33 p.
- Frédette, C., Grebenshchykova, Z., Comeau, Y., et Brisson, J., 2019a. Evapotranspiration of a willow cultivar (*Salix miyabeana* SX67) grown in a full-scale treatment wetland. *Ecological engineering*, 127, pp.254-262.
- Frédette, C., Labrecque, M., Comeau, Y., et Brisson, J., 2019b. 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, pp.526-537.
- Fredlund, D. G., Fredlund, M.D., et Rahardjo, H. 2012. *Unsaturated soil mechanics in engineering practice*. John Wiley & Sons, Inc., New York.

Frenot, Y., Van Vliet-Lanoë, B., et Gloaguen, J.C., 1995. Particle translocation and initial soil development on a glacier foreland, Kerguelen Islands, Subantarctic. *Arctic and Alpine Research*, 27(2), pp.107-115.

Frenot, Y., Van Vliet-Lanoë, B., et Gloaguen, J. C. 1995. Particle translocation and initial soil development on a glacier foreland, Kerguelen Islands, Subantarctic. *Arctic and Alpine Research*, 27(2), 107-115.

Freschet, G.T., Valverde-Barrantes, O.J., Tucker, C.M., Craine, J.M., McCormack, M.L., Violle, C., Fort, F., Blackwood, C.B., Urban-Mead, K.R., Iversen, C.M., et Bonis, A., 2017. Climate, soil and plant functional types as drivers of global fine-root trait variation. *Journal of Ecology*, 105(5), pp.1182-1196.

Frind, E.O., Gillham, R.W., et Pickens, J.F. 1976. Application of unsaturated flow properties in the design of geologic environments for radioactive waste storage facilities. In *Proceedings of the 1st International Conference on Finite Elements in Water Resources*, Princeton, N.J., Edited by W.G. Gray, G.F. Pinder, and C.A. Brebbia, pp. 3.133–3.163.

Gao, K., Chen, F., Yuan, L., Zhang, F., et Mi, G., 2015. A comprehensive analysis of root morphological changes and nitrogen allocation in maize in response to low nitrogen stress. *Plant, cell & environment*, 38(4), pp.740-750.

Gao, Y., Xie, Y., Jiang, H., Wu, B., et Niu, J., 2014. Soil water status and root distribution across the rooting zone in maize with plastic film mulching. *Field Crops Research*, 156, pp.40-47.

Gao, Z., Niu, F., Wang, Y., Lin, Z., Luo, J., et Liu, M. 2018. Root-induced changes to soil water retention in permafrost regions of the Qinghai-Tibet Plateau, China, *J Soils Sediments* (2018) 18 : 791–803.

- Gardner, W.R., 1960. Dynamic aspects of water availability to plants. *Soil science*, 89(2), pp.63-73.
- Garrels, R.M., et Thompson, M.E., 1960. Oxidation of pyrite by iron sulfate solutions. *American Journal of Science*, 258(A), pp.57-67.
- Garrigues, E., Doussan, C., et Pierret, A. 2006. Water uptake by plant roots: I - Formation and propagation of a water extraction front in mature root systems as evidenced by 2D light transmission imaging. *Plant and Soil*. 283(1–2) : 83–98.
- Gaumont-Guay, D., Black, T.A., Griffis, T.J., Barr, A.G., Jassal, R.S., et Nesic, Z. 2006. Interpreting the dependence of soil respiration on soil temperature and water content in a boreal aspen stand. *Agricultural and Forest Meteorology*, 140 : 220–235.
- Genty, T., Bussière, B., Paradie, M., et Neculita, C.M. 2016. Passive biochemical treatment of ferriferous mine drainage: Lorraine mine site, Northern Québec, Canada. *Proc. of the International Mine Water Association (IMWA) Conference*, July 11-15, Leipzig, Germany. : 790–795.
- 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), pp.869-879.
- 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), pp.869-879.
- Glaser, P. H. 1981. Transport and deposition of leaves and seeds on tundra: a late-glacial analog. *Arctic and Alpine Research*, 173-182.
- Glauz, R.D., et Rolston, D.E., 1989. Optimal design of two-chamber, gas diffusion cells. *Soil Science Society of America Journal*, 53(6), pp.1619-1624.

Glinski, J., et Lipiec, J. 2018. Soil physical conditions and plant roots. CRC press. Boca Raton.

Godbold, D. L., Fritz, H. W., Jentschke, G., Meesenburg, H., et Rademacher, P. 2003. Root turnover and root necromass accumulation of Norway spruce (*Picea abies*) are affected by soil acidity. *Tree physiology*, 23(13), 915-921.

Gong, W., Yan, X.Y., et Wang, J.Y. 2012. The effect of chemical fertilizer on soil organic carbon renewal and CO<sub>2</sub> emissionda pot experiment with maize. *Plant and Soil*, 353 : 85-94.

Gonzalez-Dugo, V., Durand, J.L., et Gastal, F., 2010. Water deficit and nitrogen nutrition of crops. A review. *Agronomy for sustainable development*, 30(3), pp. 529-544.

Government of Canada, 2016. Mean climatic data from 1981 to 2010 for Ville-Marie station.

[http://climat.meteo.gc.ca/climate\\_normals/results\\_1981\\_2010\\_f.html?stnID=6002&lang=f&province=QC&provSubmit=go&page=151&dCode=0](http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?stnID=6002&lang=f&province=QC&provSubmit=go&page=151&dCode=0) (14 August 2017)

Government of Canada. Mean Climatic Data from 1981 to 2010 for Ville-Marie Station. Available online:

[http://climat.meteo.gc.ca/climate\\_normals/results\\_1981\\_2010\\_f.html?stnID=6002&lang=f&province=QC&provSubmit=go&page=151&dCode=0](http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?stnID=6002&lang=f&province=QC&provSubmit=go&page=151&dCode=0) (accessed on 14 August 2017).

Grable, A.R., et Siemer, E.G. 1967. Effects of Bulk Density, Aggregate Size, and Soil Water Suction on Oxygen Diffusion, Redox Potentials, and Elongation of Corn Roots. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 32 : 180–186.

- Gray, N.F., 1997. Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environmental geology*, 30(1-2), pp.62-71.
- Grechi, I.P.H.V., Vivin, P., Hilbert, G., Milin, S., Robert, T., et Gaudillère, J.P., 2007. Effect of light and nitrogen supply on internal C: N balance and control of root-to-shoot biomass allocation in grapevine. *Environmental and Experimental Botany*, 59(2), pp.139-149.
- Grimalt, J.O., Ferrer, M., et Macpherson, E., 1999. The mine tailing accident in Aznalcollar. *Science of the Total Environment*, 242(1-3), pp.3-11.
- Gross, M.F., Hardisky, M.A., Wolf, P.L., et Klemas, V., 1991. Relationship between aboveground and belowground biomass of *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass). *Estuaries*, 14(2), pp.180-191.
- Guittonny, M. Root Colonization in Mine Covers and Impact on Their Functioning. In Proceedings of the 43rd CLRA/ACRSD National Conference and AGM /ARC 2018 Event, Miramichi, NB, Canada, 15–18 October 2018.
- Guittonny, M., Bussière, B., Maqsoud, A., Proteau, A., Khouya, T.B., et Botula, Y.D., 2018. Colonisation racinaire dans les recouvrements miniers et impact sur leur fonctionnement. In Proceedings of the Symposium.
- Guittonny-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), pp.1462-1471.
- Guittonny-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.

- Guittonny-Larchevêque, M., Beaulieu, A., Proteau, A., Bussière, B., et Maqsoud, A. 2016a. Vegetation management on tailings impoundments reclaimed with covers with capillary barrier effects. 5th I2SM, Montréal, Can, July 10-13.
- Guittonny-Larchevêque, M., Bussière, B., et Pednault, C. 2016b. Tree–substrate water relations and root development in tree plantations used for mine tailings reclamation. *Journal of environmental quality*, 45(3), 1036-1045.
- Gwenzi, W., Veneklaas, E.J., Holmes, K.W., Bleby, T.M., Phillips, I.R., et Hinz, C., 2011. Spatial analysis of fine root distribution on a recently constructed ecosystem in a water-limited environment. *Plant and Soil*, 344(1-2), pp.255-272.
- Hallgren, S. W. 1989. Growth response of *Populus* hybrids to flooding. In *Annales des sciences forestières* (Vol. 46, No. 4, pp. 361-372). EDP Sciences.
- Hamdi, J., 2011. Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisation numérique pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du site minier LTA (Doctoral dissertation, École Polytechnique de Montréal).
- Hauser, V.L. 2008. *Evapotranspiration Covers for Landfills and Waste Sites*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA
- Hauser, V.L., Shaw, M.A., et Weand, B.L., 1994. Effectiveness of soil-vegetative covers for waste sites (No. CONF-941189-). Hazardous Materials Control Resources Institute, Rockville, MD (United States).
- Hausmann, B., Knorr, K.H., Schreck, K., Tringe, S.G., del Rio, T.G., Loy, A., et Pester, M., 2016. Consortia of low-abundance bacteria drive sulfate reduction-dependent degradation of fermentation products in peat soil microcosms. *The ISME journal*, 10(10), pp.2365-2375.

- Higa, T., et Kinjo, S., 1989, October. Effect of lactic acid fermentation bacteria on plant growth and soil humus formation. In Proceedings of 1th Int. Conf. on Kyusei Nature Farming, Khon Kaen, Thailand (pp. 140-147).
- Higgins, K.B., Lamb, A.J., et Van Wilgen, B.W., 1987. Root systems of selected plant species in mesic mountain fynbos in the Jonkershoek Valley, south-western Cape Province. South African Journal of Botany, 53(3), pp.249-257.
- Hillel, D. 1980. Fundamental of Soil Physics. Academic Press, New York.
- Hillel, D. 1998. Environmental soil physics. Academic Press, San Diego, Calif.
- Hillel, D., 2003. Uptake of soil moisture by plants. In Introduction to environmental soil physics. Elsevier, pp. 265-384.
- Hoffert, J.R., 1947. Acid mine drainage. Industrial & Engineering Chemistry, 39(5), pp.642-646.
- 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(2), pp.763-779.
- Hou, L.G., Xiao, H.L., Si, J.H., Xiao, S.C., Zhou, M.X., et Yang, Y.G., 2010. Evapotranspiration and crop coefficient of *Populus euphratica* Oliv forest during the growing season in the extreme arid region northwest China. Agricultural Water Management, 97(2), pp.351-356.
- Hu, X., Li, X.-Y., Li, Z.-C., Gao, Z., Wo, X.-C., Wang, P., Lyu, Y.-L., et Liu, L.-Y. 2020. Linking 3-D soil macropores and root architecture to near saturated hydraulic conductivity of typical meadow soil types in the Qinghai Lake Watershed, northeastern Qinghai-Tibet Plateau, Catena 185 (2020) 104287.

- Huang, B., et Johnson, J.W., 1995. Root respiration and carbohydrate status of two wheat genotypes in response to hypoxia. *Annals of Botany*, 75(4), pp.427-432.
- Huang, L.N., Tang, F.Z., Song, Y.S., Wan, C.Y., Wang, S.L., Liu, W.Q., et Shu, W.S., 2011. Biodiversity, abundance, and activity of nitrogen-fixing bacteria during primary succession on a copper mine tailings. *FEMS microbiology ecology*, 78(3), pp.439-450.
- Huston, M., et Smith, T., 1987. Plant succession: life history and competition. *The American Naturalist*, 130(2), pp.168-198.
- Jackson, M.B., et Attwood, P.A. 1996. Roots of willow (*Salix viminalis* L.) show marked tolerance to oxygen shortage in flooded soils and in solution culture. *Plant and Soil* 187: 3745.
- Jackson, R.B., Canadell, J., Ehleringer, J.R., Mooney, H.A., Sala, O.E., et Schulze, E.D. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108(3) : 389–411.
- Jambor, J.L., et Blowes, D.W., 1998. Theory and applications of mineralogy in environmental studies of sulfide-bearing mine wastes. Modern approaches to ore and environmental mineralogy, 27, pp.367-401.
- 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), pp.589-598.
- Jia, S., McLaughlin, N.B., Gu, J., Li, X., et Wang, Z., 2013. Relationships between root respiration rate and root morphology, chemistry and anatomy in *Larix gmelinii* and *Fraxinus mandshurica*. *Tree Physiology*, 33(6), pp.579-589.

- Johnson, D.B., et Hallberg, K.B. 2005. Acid mine drainage remediation options: A review. *Science of the Total Environment.* 338(1–2 SPEC. ISS.) : 3–14.
- Johnson, W. C. 1994. Woodland expansions in the Platte River, Nebraska: patterns and causes. *Ecological monographs,* 64(1), 45-84.
- Jonasson, S. The point intercept method for non-destructive estimation of biomass. *Phytocoenologia* 1983, 11, 385–388, doi:10.1127/phyto/11/1983/385.
- Jones, C. C., et Del Moral, R. 2005. Patterns of primary succession on the foreland of Coleman Glacier, Washington, USA. *Plant Ecology,* 180(1), 105-116.
- Joslin, J.D., Wolfe, M.H., et Hanson, P.J. 2000. Effects of altered water regimes on forest root systems. *New Phytologist,* 147(2000) : 117–129.
- Jost, G., Schume, H., et Hager, H., 2004. Factors controlling soil water-recharge in a mixed European beech (*Fagus sylvatica* L.)–Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] stand. *European Journal of Forest Research,* 123(2), pp.93-104.
- Jotisankasa, A., et Sirirattanachat, T. 2017. Effects of grass roots on soil-water retention curve and permeability function, *Can. Geotech. J.* 54 : 1612–1622.
- Junqueira, F.F., Wilson, G.W., Nichol, C. and Dunlap, S., 2006, March. The influence of climate, vegetation, layer thickness, et material properties for performance of the cover systems at the Golden Sunlight mine. In *Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (pp. 849-865).
- Kabambi, A.K., Bussière, B. and Demers, I., 2017. Hydrogeological behaviour of covers with capillary barrier effects made of mining materials. *Geotechnical and Geological Engineering,* 35(3), pp.1199-1220.

- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B. and Demers, I., 2020. Hydrogeochemical Behavior of Reclaimed Highly Reactive Tailings, Part 2: Laboratory and Field Results of Covers Made with Mine Waste Materials. *Minerals*, 10(7), p.589.
- Kamorina, G., Tremblay, F., Bussière, B., Smirnova, E. and Thiffault, N., 2015. Bluejoint Is an Effective Bio-Barrier Species on Mine Covers. *Journal of environmental quality*, 44(6), pp.1791-1799.
- Kämpf, M., Holfelder, T. and Montenegro, H., 2003. Identification and parameterization of flow processes in artificial capillary barriers. *Water Resources Research*, 39(10).
- Kashir, M. and Yanful, E.K., 2001. Hydraulic conductivity of bentonite permeated with acid mine drainage. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(5), pp.1034-1048.
- Kathpalia, R. and Bhatla, S.C., 2018. Plant Water Relations. In *Plant Physiology, Development and Metabolism* (pp. 3-36). Springer, Singapore.
- Kay, B.D. and VandenBygaart, A.J., 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil and Tillage Research*, 66(2), pp.107-118.
- Keddy, P.A., 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of vegetation science*, 3(2), pp.157-164.
- Kelting, D.L., Burger, J.A. and Edwards, G.S., 1998. Estimating root respiration, microbial respiration in the rhizosphere, and root-free soil respiration in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(7), pp.961-968.
- Kendle, A.D., et Bradshaw, A.D., 1992. The role of soil nitrogen in the growth of trees on derelict land. *Arboricultural Journal*, 16(2), pp.103-122.

- Kern, C. C., Reich, P. B., Montgomery, R. A., et Strong, T. F. 2012. Do deer and shrubs override canopy gap size effects on growth and survival of yellow birch, northern red oak, eastern white pine, and eastern hemlock seedlings?. *Forest Ecology and Management*, 267, 134-143.
- 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), pp.518-527.
- 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), pp.695-708.
- Kimmerer, R.W. Vegetation Development on a Dated Series of Abandoned Lead and Zinc Mines in Southwestern Wisconsin. *Am. Midl. Nat.* 1984, 111, 332–341, doi:10.2307/2425328.
- Kleinmann, R.L.P. 1990. At-source control of acid mine drainage. *International Journal of Mine Water*, 9 : 85-96. 10.1007/BF02503685.
- Knidiri, J., Bussière, B., Hakkou, R., Bossé, B., Maqsoud, A., et Benzaazoua, M., 2017. Hydrogeological behaviour of an inclined store-and-release cover experimental cell made with phosphate mine wastes. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(1), pp.102-116.
- Kodešová, R., Kodeš, V., Žigová, A., et Šimůnek, J., 2006. Impact of plant roots and soil organisms on soil micromorphology and hydraulic properties. *Biologia*, 61(19), pp.S339-S343.
- Koerner, R.M., 2012. Designing with Geosynthetics-; Vol2 (Vol. 2). Xlibris Corporation.

- Körner, C.H., et Renhardt, U., 1987. Dry matter partitioning and root length/leaf area ratios in herbaceous perennial plants with diverse altitudinal distribution. *Oecologia*, 74(3), pp.411-418.
- Kovář, P., Štefánek, M., et Mrázek, J., 2011. Responses of vegetation stages with woody dominants to stress and disturbance during succession on abandoned tailings in cultural landscape. *Journal of Landscape Ecology*, 4(2), pp.35-48.
- Lacroix Vachon, B., Abdolahzadeh, A.M., et Cabral, A.R., 2015. Predicting the diversion length of capillary barriers using steady state and transient state numerical modeling: case study of the Saint-Tite-des-Caps landfill final cover. *Canadian Geotechnical Journal*, 52(12), pp.2141-2148.
- Lai, S. H., Tiedje, J. M., & Erickson, A. E. (1976). In situ measurement of gas diffusion coefficient in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 40(1), 3-6.
- Lambers, H. 1979. Efficiency of root respiration in relation to growth rate, morphology and soil composition. *Physiologia plantarum*, 46(2), 194-202.
- Lambers, H., Chapin III, F.S., et Pons, T.L., 2008. Plant physiological ecology. Springer Science & Business Media.
- Lambers, H., Chapin, F.S., et Pons, T.L. 2008. Plant Physiological Ecology, New York, NY: Springer New York. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/978-0-387-78341-3> [Accessed August 28, 2018].
- Lambers, H., Steingrüber, E., et Smakman, G., 1978. The significance of oxygen transport and of metabolic adaptation in flood-tolerance of *Senecio* species. *Physiologia plantarum*, 43(3), pp.277-281.
- Lambert, J. B. 2013. La régénération du bouleau jaune (*betula alleghaniensis*) dans les forêts feuillues aménagées de l'est de l'amérique du nord: importance du bois

mort. Mémoire de maîtrise présenté comme exigence partielle de la maîtrise en biologie, Université Laval. pp.98

Landolt, W., Bühlmann, U., Bleuler, P., et Bucher, J.B., 2000. Ozone exposure-response relationships for biomass and root/shoot ratio of beech (*Fagus sylvatica*), ash (*Fraxinus excelsior*), Norway spruce (*Picea abies*) and Scots pine (*Pinus sylvestris*). Environmental Pollution, 109(3), pp.473-478.

Larcher, W., 1987. Stress bei pflanzen. Naturwissenschaften, 74(4), pp.158-167.

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), p.57.

Lee, E.S., Birkham, T.K., Wassenaar, L.I., et Hendry, M.J., 2003. Microbial respiration and diffusive transport of O<sub>2</sub>, 16O<sub>2</sub>, and 18O<sub>16</sub>O in unsaturated soils and geologic sediments. Environmental science & technology, 37(13), pp.2913-2919.

Leung, A. K., Boldrin, D., Liang, T., Wu, Z., Kamchoom, V., et Bengough, A. G. 2018. Plant age effects on soil infiltration rate during early plant establishment. Geotechnique. 68(7): 646 - 652.

Leung, A. K., Garg, A., Coo, J. L., Ng, C. W. W., et Hau, B. C. H. 2015b. Effects of the roots of *Cynodon dactylon* and *Schefflera heptaphylla* on water infiltration rate and soil hydraulic conductivity. Hydrological Processes, 29(15): 3342-3354. doi: 10.1002/hyp.10452.

Leung, A.K, Garg, A., et Ng, C.W.W. 2015a. Effects of plant roots on soil-water retention and induced suction in vegetated soil. Engineering Geology, 193: 183–197. doi: 10.1016/j.enggeo.2015.04.017.

- Levitt, J., 1980. Responses of plants to environmental stresses. Water, radiation, salt, and other stresses, 2.
- Levy, P.E., Hale, S.E., et Nicoll, B.C., 2004. Biomass expansion factors and root: shoot ratios for coniferous tree species in Great Britain. *Forestry*, 77(5), pp.421-430.
- Lezberg, A.L., Antos, J.A., et Halpern, C.B., 1999. Belowground traits of herbaceous species in young coniferous forests of the Olympic Peninsula, Washington. *Canadian Journal of Botany*, 77(7), pp.936-943.
- Li, J.H., Du, L., Chen, R., et Zhang, L.M., 2013. Numerical investigation of the performance of covers with capillary barrier effects in South China. *Computers and Geotechnics*, 48, pp.304-315.
- Li, Y., et Ghodrati, M., 1994. Preferential transport of nitrate through soil columns containing root channels. *Soil Science Society of America Journal*, 58(3), pp.653-659.
- Lichtenthaler, H.K., 1996. Vegetation stress: an introduction to the stress concept in plants. *Journal of plant physiology*, 148(1-2), pp.4-14.
- Lieffers, V. J., et Rothwell, R. L. 1986. Effects of depth of water table and substrate temperature on root and top growth of *Picea mariana* and *Larix lancingae* seedlings. *Canadian Journal of Forest Research*, 16(6): 1201-1206.
- Lipiec, J., et Hatano, R. 2003. Quantification of compaction effects on soil physical properties and crop growth. *Geoderma*, 116(1-2) : 107-136.
- Lipp, C.C., et Andersen, C.P. 2003. Role of Carbohydrate supply in white and brown root respiration of ponderosa pine. *The New Phytologist*, 160(3) : 523-531

- Liu, Y., Gates, W.P., et Bouazza, A., 2013. Acid induced degradation of the bentonite component used in geosynthetic clay liners. *Geotextiles and Geomembranes*, 36, pp.71-80.
- Liu, Z., et Dickmann, D. I. 1992. Responses of two hybrid *Populus* clones to flooding, drought, and nitrogen availability. I. Morphology and growth. *Canadian Journal of Botany*, 70(11), 2265-2270.
- Lottermoser, B.G., 2010. Sulfidic mine wastes. In *Mine Wastes* (pp. 43-117). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Lowson, R.T., 1982. Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. *Chemical reviews*, 82(5), pp.461-497.
- 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*, 125203.
- Lucas, M., Schlüter, S., Vogel, H.-J., et Vetterlein, D. 2019. Roots compact the surrounding soil depending on the structures they encounter. *Scientific Reports*, 9:16236 <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52665-w>.
- Lukac, M., 2012. Fine root turnover. In *Measuring roots* (pp. 363-373). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Lundgren, T. 2001. The Dynamics of Oxygen Transport into Soil Covered Mining Waste Deposits in Sweden. *J. Geochem. Exploration*, 74 : 163–173.
- Maček, I., Pfanz, H., Francetič, V., Batič, F., et Vodnik, D., 2005. Root respiration response to high CO<sub>2</sub> concentrations in plants from natural CO<sub>2</sub> springs. *Environmental and Experimental Botany*, 54(1), pp.90-99.

- Maier, C.A., et Kress, L.W., 2000. Soil CO<sub>2</sub> evolution and root respiration in 11 year-old loblolly pine (*Pinus taeda*) plantations as affected by moisture and nutrient availability. Canadian Journal of Forest Research, 30(3), pp.347-359.
- Mairhofer, S., Zappala, S., Tracy, S.R., Sturrock, C., Bennett, M., Mooney, S.J., et Pridmore, T. 2012. RooTrak: Automated recovery of three-dimensional plant root architecture in soil from x-ray microcomputed tomography images using visual tracking. Plant Physiology, February 2012, Vol. 158, pp. 561–569.
- Makita, N., Hirano, Y., Dannoura, M., Kominam, Y., Mizoguchi, T., Ishii, H., et Kanazawa, Y. 2008. Fine root morphological traits determine variation in root respiration of *Quercus serrata*. Tree Physiology 29 : 579–585 doi:10.1093/treephys/tpn050.
- Makita, N., Yaku, R., Ohashi, M., Fukuda, K., Ikeno, H., et Hirano, Y. 2013. Effects of excising and washing treatments on the root respiration rates of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) seedlings. Japanese Forest Society, 18 : 379–383.
- Mallants, D., Jacques, D., Vanclooster, M., Diels, J., et Feyen, J., 1996. A stochastic approach to simulate water flow in a macroporous soil. Geoderma, 70(2-4), pp.299-324.
- Manzano, M., Ayora, C., Domenech, C., Navarrete, P., Garralon, A., et Turrero, M.J. 1999. The impact of the Aznalcollar mine tailing spill on groundwater. Science of the total environment, 242(1-3), pp.189-209.
- Maqsoud, A., et Bussière, B., 2008. Mise à jour de l'instrumentation du site Lorraine. Report of URS TM submitted to MRNF.
- Maqsoud, A., Bussière, B., et Aubertin, M., 2002, October. L'hystérésis des sols non saturés utilisés dans les recouvrements avec effet de barrières capillaires.

- In Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference—3rd Joint International Association of Hydrogeologists–Canadian National Chapter–Canadian Geotechnical Society (IAH-CNC/CGS) Conference: Ground and Water: Theory to Practice, Niagara Falls, Ont (pp. 20-23).
- Maqsoud, A., Bussiere, B., Aubertin, M., Chouteau, M., et Mbonimpa, M. 2011. Field investigation of a suction break designed to control slope-induced desaturation in an oxygen barrier. *Canadian geotechnical journal*, 48(1), 53-71.
- Maqsoud, A., Bussiere, B., Mbonimpa, M. 2020. In Bussière, B., et Guittonny, M. eds. Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage. CRC Press, pp. 93-114.
- Marshall, J. D., et Perry, D. A. 1987. Basal and maintenance respiration of mycorrhizal and nonmycorrhizal root systems of conifers. *Canadian Journal of Forest Research*, 17(8), 872-877.
- Marshall, J.D., et Perry, D.A. Basal and maintenance respiration of mycorrhizal and nonmycorrhizal root systems of conifers. *Can. J. For. Res.* 17 : 872-877
- Marx, L. M., et Walters, M. B. 2006. Effects of nitrogen supply and wood species on *Tsuga canadensis* and *Betula alleghaniensis* seedling growth on decaying wood. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(11), 2873-2884.
- Marx, L., et Walters, M. B. 2008. Survival of tree seedlings on different species of decaying wood maintains tree distribution in Michigan hemlock-hardwood forests. *Journal of ecology*, 96(3), 505-513.
- Masrouri, F., Bicalho, K.V., et Kawai, K., 2008. Laboratory hydraulic testing in unsaturated soils. *Geotechnical and Geological Engineering*, 26(6), pp.691-704.

Matyas, E., 1967. Air and water permeability of compacted soils. In Permeability and capillarity of soils. ASTM International.

Maurice, R. 2002. « Restauration du site minier Poirier (Joutel) - Expériences acquises et suivi des travaux. » Symposium Environnement et les Mines: Défis et Perspectives, Rouyn-Noranda, Canada, CD-ROM.

Mbonimpa, M., et Aubertin, M. 2003b. Mouvement des gaz en milieux poreux partiellement saturés. Rapport technique. EPM-RT-2003-04.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., et Bussière, B. 2003a. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. Canadian Geotechnical Journal, 40(5), 916-932.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., et Bussiere, B. 2011. Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: Interpretation and numerical assessment. Canadian Geotechnical Journal, 48(6) : 878–890. Available at: <http://dx.doi.org/10.1139/t11-015>.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., et Bussière, B. 2002a. Pratical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. Geotechnical and Geological Engineering 20: pp. 235-259.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Dagenais, A.M., Bussière, B., Julien, M., et Kissiova, M., 2002b, October. Interpretation of field tests to determine the oxygen diffusion and reaction rate coefficients of tailings and soil covers. In Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical and Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Speciality Conferences (pp. 147-154).

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), pp.828-838.
- Mbonimpa, M., Cissokho, F., Bussière, B., Maqsoud, A., et Aubertin, M., 2008. A numerical study of oxygen flux through inclined covers with capillary barrier effects. Proceedings of GeoEdmonton, 8, pp.21-24.
- McCartney, J.S., et Zornberg, J.G., 2010. Effects of infiltration and evaporation on geosynthetic capillary barrier performance. Canadian Geotechnical Journal, 47(11), pp.1201-1213.
- McConaughay, K.D.M., et Coleman, J.S., 1999. Biomass allocation in plants: ontogeny or optimality? A test along three resource gradients. Ecology, 80(8), pp.2581-2593.
- McMullen, J., Firlotte, R., Knapp, R., et Aubertin, M., 1997, January. Les Terrains Aurifères property site closure and rehabilitation-conceptual to construction. In Proceedings of the 29<sup>th</sup> Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors, Ottawa (pp. 274-292).
- McQuade, S.J., et Needham, A.D., 1999. Geomembrane liner defects—causes, frequency and avoidance. Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Geotechnical Engineering, 137(4), pp.203-213.
- McVean, D. N. 1955. Ecology of *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.: II. Seed distribution and germination. The Journal of Ecology, 61-71.
- MDDEP. 2012. Directive 019 sur l'industrie minière. Bibliothèque et Archives nationales du Québec, Gouvernement du Québec, 2012. ISBN : 978-2-550-64507-8 (PDF)

Meer, S.R., et Benson, C.H., 2007. Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners exhumed from landfill final covers. Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering, 133(5), pp.550-563.

MELCC. 2016. Guide de présentation d'une demande d'autorisation pour réaliser un projet assujetti à l'article 32 (22, 3°) de la Loi sur la qualité de l'environnement. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2019. 67 pages. [EN LIGNE]. [http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/demandeautorisation/article32/Guide\\_Explicatif.pdf](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/demandeautorisation/article32/Guide_Explicatif.pdf)

MEND, 1991. Critical Literature Review of Acid Drainage from Waste Rock. Project 1.11.1. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND, 1996. Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. Mine Environment Neutral Drainage Report 2.17.1

MEND, 2001. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Manual, Vol. 4: Prevention and Control. Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada, p. 477.

MEND, 2004. Design, Construction and Performance Monitoring of Cover Systems for Waste Rock and Tailings. Report No. 2.21.4, Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2001. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Manual; Volume 4: Prevention and Control; Canada Center for Mineral and Energy Technology: Varennes, QC, Canada, 2001; p. 477.

MEND. 2004. Covers For Reactive Tailings Located in Permafrost Regions Review. Project 1.61.4. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

MEND. 2004. Design, Construction and Performance Monitoring of Cover Systems for Waste Rock and Tailings; Report No. 2.21.4, Canada Center for Mineral and Energy Technology: Varennes, QC, Canada, 2004.

MEND. 2014. O'Kane Consultants Inc. Modelling the Critical Interactions Between Cover Systems and Vegetation; MEND report 2.21.6, Canada Center for Mineral and Energy Technology: Varennes, QC, Canada, 2014; 52p.

MERN. 2015. Tableau de bord sur les indicateurs de développement durable dans le secteur minier du Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2015. ISBN 978-2-550-73600-4 (PDF)

MERN. 2017. Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. N. de publication : M08-03-1710. ISBN : 978-2-550-77162-3 (PDF). Novembre 2017

MERN. 2019. Plan de travail 2020-2021 Restauration des sites miniers abandonnés. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. ISBN : 978-2-550-87366-2 (PDF).

Meslin, P.Y., Adler, P.M., et Sabroux, J.C., 2010. Diffusive transport of gases in wet porous media. Application to radon. Soil Science Society of America Journal, 74(6), pp.1871-1885.

MFFP, Gouvernement du Québec. 2016. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec, <https://mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/inventaire-zones-carte.jsp> (14 August 2017)

Mine Canadian Malartic. 2015. Rapport de développement durable, Collaborer et innover pour mieux bâtir demain. Mine Canadian Malartic, <https://canadianmalartic.com/wp-content/uploads/mine-canadian-malartic-rdd2015.pdf>

Mine Canadian Malartic. 2019. Rapport de développement durable. Mine Canadian Malartic, <https://canadianmalartic.com/wp-content/uploads/mine-canadian-malartic-rdd2019.pdf>

Mishra, H.S., Rathore, T.R., et Pant, R.C., 1997. Root growth, water potential, and yield of irrigated rice. *Irrigation Science*, 17(2), pp.69-75.

Mishra, H.S., Rathore, T.R., et Tomar, V.S., 1999. Root growth, water potential and yield of irrigated wheat. *Irrigation science*, 18(3), pp.117-123.

Moinet, G. Y., Cieraad, E., Hunt, J. E., Fraser, A., Turnbull, M. H., et Whitehead, D. 2016. Soil heterotrophic respiration is insensitive to changes in soil water content but related to microbial access to organic matter. *Geoderma*, 274, 68-78.

Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., et Benzaazoua, M. 2008. Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, 23(1) : 1–24.

Molson, J.W., Aubertin, M., Bussière, B., et Joanes, A.M., 2004, October. Simulating acid mine drainage through mine wastes constructed with capillary barrier covers. In Proceedings of the 57th Canadian Geotechnical Conference, 5th Joint International Association of Hydrogeologists-Canadian National Chapter and

- Canadian Geotechnical Society (IAH-CNC/CGS), Groundwater Specialty Conference: Geo-Engineering for Society and its Environment (Vol. 24, p. 27).
- Moncur, M. C. 2006. Acid Mine Drainage: Past, Present... Future?. A Canadian Newsletter for the Earth Sciences, Volume 4 Number 1, Spring 2006, [http://www.whaton.uwaterloo.ca/s06\\_amd.html](http://www.whaton.uwaterloo.ca/s06_amd.html).
- Monk, C., 1966. Ecological importance of root/shoot ratios. Bulletin of the Torrey Botanical Club, pp.402-406.
- Mooney, S.J., Pridmore, T.P., Helliwell, J., et Bennett, M.J., 2012. Developing X-ray computed tomography to non-invasively image 3-D root systems architecture in soil. Plant and soil, 352(1-2), pp.1-22.
- Morard, P., et Silvestre, J., 1996. Plant injury due to oxygen deficiency in the root environment of soilless culture: a review. Plant and soil, 184(2), pp.243-254.
- Morel-Seytoux, H. J., Meyer, P. D., Nachabe, M., Tourna, J., Van Genuchten, M. T., et Lenhard, R. J. 1996. Parameter equivalence for the Brooks-Corey and van Genuchten soil characteristics: Preserving the effective capillary drive. Water Resources Research, 32(5), 1251-1258.
- Morel-Seytoux, H.J. 1992. L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. hydrol. continent., 7(2) : 117–128.
- Moreno, G., Obrador, J.J., Cubera, E., et Dupraz, C., 2005. Fine root distribution in dehesas of central-western Spain. Plant and Soil, 277(1-2), pp.153-162.
- Morris, C.E., et Stormont, J.C. 1997. Capillary barriers and Subtitle D covers: estimating equivalency. Journal of Environmental Engineering, 123: 3–10.

Murphy, S. 2007. General Information on Dissolved Oxygen. In City of Boulder: USGS Water Quality Monitoring. Retrieved from <http://bcn.boulder.co.us/basin/data/BACT/info/DO.html>

Naeth, M.A., Chanasyk, D.S., et Burgers, T.D., 2011. Vegetation and soil water interactions on a tailings sand storage facility in the Athabasca oil sands region of Alberta Canada. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 36(1-4), pp.19-30.

Naghdi, R., Maleki, S., Abdi, E., Mousavi, R., et Nikooy, M., 2013. Assessing the effect of *Alnus* roots on hillslope stability in order to use in soil bioengineering. Journal of Forest Science, 59(11), pp.417-423.

Nagler, P., Jetton, A., Fleming, J., Didan, K., Glenn, E., Erker, J., Morino, K., Milliken, J., et Gloss, S., 2007. Evapotranspiration in a cottonwood (*Populus fremontii*) restoration plantation estimated by sap flow and remote sensing methods. Agricultural and Forest Meteorology, 144(1-2), pp.95-110.

Nakane, K., Kohno, T., et Horikoshi, T., 1996. Root respiration rate before and just after clear-felling in a mature, deciduous, broad-leaved forest. Ecological Research, 11(2), pp.111-119.

NASTEV, M., 1998. Restauration du site minier Lorraine, rapport technique de conception du recouvrement final. Soprin ADS, Montréal, Québec.

Nastev, M., et Aubertin M. 2000. Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine Mine Site, Québec. In Proceedings of the 1st Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, Montreal, Quebec, Canada, 15–18 October.

- Neculita, C.M., Zagury, G.J., et Bussière, B. 2007. Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria: Critical review and research needs. *Journal of Environmental Quality*, 36(1), pp.1-16.
- Neira, J., Ortiz, M., Morales, L., & Acevedo, E. (2015). Oxygen diffusion in soils: understanding the factors and processes needed for modeling. *Chilean journal of agricultural research*, 75, 35-44.
- Neuschütz, C., Stoltz, E., et Greger, M., 2006. Root penetration of sealing layers made of fly ash and sewage sludge. *Journal of environmental quality*, 35(4), pp.1260-1268.
- Ng, C. W. W., Ni, J. J., et Leung, A. K. 2020. Effects of plant growth and spacing on soil hydrological responses: A field study. *Geotechnique*. In press. [Doi.org/10.1680/jgeot.18.P.207](https://doi.org/10.1680/jgeot.18.P.207)
- Ng, C.W., Coo, J.L., Chen, Z.K., et Chen, R., 2016a. Water infiltration into a new three-layer landfill cover system. *Journal of Environmental Engineering*, 142(5), p.04016007.
- Ng, C.W., Liu, J., Chen, R., et Xu, J., 2015. Physical and numerical modeling of an inclined three-layer (silt/gravelly sand/clay) capillary barrier cover system under extreme rainfall. *waste Management*, 38, pp.210-221.
- Ng, C.W.W., Ni, J.J., Leung, A.K., et Wang, Z.J. 2016b. A new and simple water retention model for root-permeated soils. *Géotechnique Letters*, 6(1): 106–111. doi:10.1680/jgele.15.00187.
- Ni, J.J., et Ng, C.W.W. 2019. Long-term effects of grass roots on gas permeability in unsaturated simulated landfill covers. *Science of the Total Environment*, 666, 680–684.

- Ni, J.J., Leung, A.K., Ng, C.W.W. 2018. Modelling effects of root growth and decay on soil water retention and permeability. Canadian Geotechnical Journal, 2018, no 999, p. 1-7.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A., et Reardon, E.J. 1989. Reduction of Acid Generation in Mine Tailings through the Use of Moisture-Retaining Cover Layers as Oxygen Barriers. Can. Geotech. J. 26 : 1–8.
- Nicholson, R.V. 1984. Pyrite oxidation in carbonate-buffered systems: experimental kinetics and control by oxygen diffusion in a porous medium. Ph.D., University of Waterloo
- Nicholson, R.V., et Scharer, J.M., 1994. Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics. dans Alpers, C.N., et Blowes, D.W. 1994. Environmental geochemistry of sulfide oxidation: American chemical society symposium series 550, Washington, D.C., pp. 14-30.
- Nicholson, R.V., Akindunni, F.F., Sydor, R.C., et Gillham, R.W., 1991, September. Saturated tailings covers above the water table: The physics and criteria for design. In Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montréal (Vol. 1, pp. 443-460).
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., et Reardon, E.J., 1988. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. Geochimica et Cosmochimica Acta, 52(5), pp.1077-1085.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., et Reardon, E.J., 1990. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 2. Rate control by oxide coatings. Geochimica et Cosmochimica Acta, 54(2), pp.395-402.

- Noguchi, S., Nik, A.R., Kasran, B., Tani, M., Sammori, T., et Morisada, K., 1997. Soil physical properties and preferential flow pathways in tropical rain forest, Bukit Tarek, Peninsular Malaysia. *Journal of Forest Research*, 2(2), pp.115-120.
- Novák, V., Lichner, L., Zhang, B., et Kňava, K. 2009. The impact of heating on the hydraulic properties of soils sampled under different plant cover. *Biologia*, 64(3), 483-486.
- Nyameogo, G.F.T., Mbonimpa, M., Bussière, B., et Awoh, A.S., 2020. Influence of frozen conditions on the oxygen diffusion coefficient in unsaturated porous materials. *Acta Geotechnica*, 15(2), pp.409-421.
- Nyhan, J.W., 2005. A seven-year water balance study of an evapotranspiration landfill cover varying in slope for semiarid regions. *Vadose Zone Journal*, 4(3), pp.466-480.
- Offeddu, F.G., Cama, J., Soler, J.M., Dávila, G., McDowell, A., Craciunescu, T., et Tiseanu, I. 2015. Processes affecting the efficiency of limestone in passive treatments for AMD: Column experiments. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), pp.304-316.
- Ogorzalek, A.S., Bohnhoff, G.L., Shackelford, C.D., Benson, C.H., et Apiwantragoon, P., 2008. Comparison of field data and water-balance predictions for a capillary barrier cover. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, 134(4), pp.470-486.
- Oldenburg, C.M., et Pruess, K., 1993. On numerical modeling of capillary barriers. *Water Resources Research*, 29(4), pp.1045-1056.

- Olsson, P., Linder, S., Giesler, R., et Hogberg, P. 2005. Fertilization of boreal forest reduces both autotrophic and heterotrophic soil respiration. *Global Change Biology*, 11 : 1745–1753.
- Orava, D.A., Tremblay, G.A., Tibble, A., et Nicholson, R., 1997, May. Prevention of acid rock drainage through the application of in-pit disposal and elevated water table concepts. In *Proceedings of the 4th ICARD* (Vol. 31, pp. 973-983).
- Ouangrawa, M., 2007. Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés. ProQuest.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J.W., Bussière, B., et Zagury, G.J., 2010. Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air, & Soil Pollution*, 213(1-4), pp.437-458.
- 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), pp.1312-1323.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Zagury, G.J., et Bussière, B. 2006. The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: a laboratory and numerical modeling study. presented at the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 26-30, 2006, St. Louis MO.
- Pabst, T. 2020. in Bussière, B., et Guittonny, M. eds. *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*. CRC Press, pp. 187-202

- Pabst, T., 2011. Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés (Doctoral dissertation, École Polytechnique de Montréal).
- 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, pp.39-53.
- Pagekemper, S.K., Athmann, M., Uteau, D., Kautz, T., Peth, S., et Horn, R. 2015. The effect of earthworm activity on soil bioporosity – Investigated with x-ray computed tomography and endoscopy. *Soil & Tillage research*, 146 (2015): 79-88.
- Parent, S.É., et Cabral, A., 2006. Design of inclined covers with capillary barrier effect. *Geotechnical & Geological Engineering*, 24(3), pp.689-710.
- Park, K.D., et Fleming, I.R., 2006. Evaluation of a geosynthetic capillary barrier. *Geotextiles and Geomembranes*, 24(1), pp.64-71.
- Parlange, J. Y. 1980. Water transport in soils. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 12(1), 77-102.
- Parraga-Aguado, I., Querejeta, J.I., González-Alcaraz, M.N., Jiménez-Cárceles, F.J., et Conesa, H.M., 2014. Usefulness of pioneer vegetation for the phytomanagement of metal (loid) enriched tailings: grasses vs. shrubs vs. trees. *Journal of environmental management*, 133, pp.51-58.
- Paul, J.W., et Beauchamp, E.G., 1989. Denitrification and fermentation in plant-residue-amended soil. *Biology and Fertility of Soils*, 7(4), pp.303-309.

- Pauliukonis, N., et Schneider, R., 2001. Temporal patterns in evapotranspiration from lysimeters with three common wetland plant species in the eastern United States. *Aquatic Botany*, 71(1), pp.35-46.
- Payandeh, B., et Haavisto, V.F., 1982. Prediction equations for black spruce seed production and dispersal in northern Ontario. *The Forestry Chronicle*, 58(2), pp.96-99.
- Pfadenhauer, J., et Twenhoven, F., 1986. Nutrient turnover in molinia-coerulea and carex-acutiformis at fens of the german prealpes. *Flora*, 178(3), pp.157-166.
- Pierce, W.G., Belzile, N., Wiseman, M.E., et Winterhalder, K., 1994, April. Composted organic wastes as anaerobic reducing covers for long term abandonment of acid-generating tailings. In International Land and Mine Drainage Conference (Vol. 2, pp. 148-157).
- Plante, B., Benzaazoua, M., et Bussière, B. 2010a. Predicting Geochemical Behaviour of Waste Rock with Low Acid Generating Potential Using Laboratory Kinetic Tests, *Mine Water and the Environment* 30.1 2–21.
- Plante, B., M. Benzaazoua, and B. Bussière. 2010b. “Kinetic Testing and Sorption Studies by Modified Weathering Cells to Characterize the Potential to Generate Contaminated Neutral Drainage.” *Mine Water and the Environment* 30.1 22–37.
- Plante, B., Schudel, G., et Benzaazoua, M. 2020a. in Bussière, B., et Guittonny, M. eds. Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage. CRC Press, pp. 1-20
- Plante, B., Schudel, G., et Benzaazoua, M. 2020b. in Bussière, B., et Guittonny, M. eds. Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage. CRC Press, pp. 21-46

- Poisson, J., Chouteau, M., Aubertin, M., Campos D. 2009. Geophysical experiments to image the shallow internal structure and the moisture distribution of a mine waste rock pile. *J Appl Geophys* 67:179–192
- Porter, R.B., Lacourse, T., Hawkins, B.J., et Yanchuk, A., 2013. Adaptive variation in growth, phenology, cold tolerance and nitrogen fixation of red alder (*Alnus rubra* Bong.). *Forest ecology and management*, 291, pp.357-366.
- Potvin, R. 2009. Évaluation à différentes échelles de la performance de systèmes de traitement passif pour des effluents fortement contaminés par le drainage minier acide. Thèse présentée comme exigence partielle du doctorat en sciences de l'environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. Rouyn-Noranda, Canada, 367 p.
- Pouliot, S., Bussière, B., Dagenais, A.M., Wilson, W., et Létourneau, Y., Evaluation of the Use of Sulphide Paste Rock as Cover Material in Mine Reclamation.
- Pregitzer, K.S., Laskowski, M.J., Burton, A.J., Lessard, V.C., et Zak, D.R., 1998. Variation in sugar maple root respiration with root diameter and soil depth. *Tree physiology*, 18(10), pp.665-670.
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussiere, B., et Maqsoud, A. 2019. Methodological Approach To Study Oxygen Fluxes In A Cover With Capillary Barrier Effect When Colonized By Plant Roots, *Geo-Environmental Engineering* 2019, Concordia University, Montreal , Canada, May 30-31, 2019.
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., et Maqsoud, A. 2020a. Oxygen migration through a cover with capillary barrier effects colonized by roots. *Canadian Geotechnical Journal*. 0(0): 1-12. <https://doi.org/10.1139/cgj-2019-0515>

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.

Quang, N.D., Chai, J.C. 2015. Permeability of lime- and cement-treated clayey soils, *Can. Geotech. J.* 52 : 1221–1227.

Rahardjo, H., Satyanaga, A., Leong, E.C., Santoso, V.A., et Ng, Y.S. 2014. Performance of an Instrumented Slope Covered with Shrubs and Deep Rooted Grass. *Soils and Foundations*, 54(3): 417-425. doi: 10.1016/j.sandf.2014.04.010.

Rasmuson, A., et Eriksson, J.C., 1986. Capillary barriers in covers for mine tailings dumps. Report 3307, The National Swedish Environmental Protection Board

Rasmuson, A., et Eriksson, J.C., 1988. On the physico-chemical basis for the capillary barrier effect. *Hydrology Research*, 19(5), pp.281-292.

Rasse, D.P., Smucker, A.J., et Santos, D., 2000. Alfalfa root and shoot mulching effects on soil hydraulic properties and aggregation. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2), pp.725-731.

Renault, P., et Sierra, J., 1994. Modeling oxygen diffusion in aggregated soils: II. Anaerobiosis in topsoil layers. *Soil Science Society of America Journal*, 58(4), pp.1023-1030.

Renken, K., Yanful, E. K., et Mchaina, D.M. 2005. Effective oxygen diffusion coefficient and field oxygen concentrations below a Geosynthetic Clay Liner (GCL) covering mine tailings, *Geotechnical Special Publication*, 130-142.

Ricard, J.F., Aubertin, M., Firlotte, F.W., Knapp, R., McMullen, J., et Julien, M. 1997. Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les

- Terrains Aurifères Site, Malartic, Québec, Canada. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, B.C., 31 May – 6 June 1997. 4 : 1515–1530.
- Richards, D., 1977. Root-shoot interactions: A functional equilibrium for water uptake in peach [*Prunus persica* (L.) Batsch.]. *Annals of Botany*, 41(171), pp.279-281.
- Robert, E., Brais, S., Harvey, B. D., et Greene, D. 2012. Seedling establishment and survival on decaying logs in boreal mixedwood stands following a mast year. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8), 1446-1455.
- Robinson, D., et Rorison, I.H., 1983. A comparison of the responses of *Lolium perenne* l.\*, *Holcus lanatus* l. And *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. To a localized supply of nitrogen. *New Phytologist*, 94(2), pp.263-273.
- Rock, S., Myers, B., et Fiedler, L., 2012. Evapotranspiration (ET) covers. *International journal of phytoremediation*, 14(sup1), pp.1-25.
- Ross, B. 1990. The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*, 26(10), pp.2625-2629.
- Rossatto, D.R., Silva, L.C.R., Sternberg, L.S.L., et Franco, A.C., 2014. Do woody and herbaceous species compete for soil water across topographic gradients? Evidence for niche partitioning in a Neotropical savanna. *South African Journal of Botany*, 91, pp.14-18.
- Rowe, R.K., et Booker, J.R. 2004. POLLUTEv7 Version 7 Reference Guide., GAEA Technologies Ltd. (c).
- Russell, A.R., 2010. Water retention characteristics of soils with double porosity. *European Journal of Soil Science*, 61(3), pp.412-424.

- Rytter, L. Distribution of roots and root nodules and biomass allocation in young intensively managed grey alder stands on a peat bog. *Plant Soil* 1989, 119, 71–79, doi:10.1007/bf02370270.
- Safford, L. O., Bjorkbom, J. C., et Zasada, J. C. 1990. *Betula papyrifera* Marsh. paper birch. *Silvics of North America*, 2(654), 158.
- Sainju, U.M., et Good, R.E., 1993. Vertical root distribution in relation to soil properties in New Jersey Pinelands forests. *Plant and Soil*, 150(1), pp.87-97.
- Sallam, A., Jury, W.A., et Letey, J., 1984. Measurement of gas diffusion coefficient under relatively low air-filled porosity. *Soil Science Society of America Journal*, 48(1), pp.3-6.
- Santomartino, S., et Webb, J.A. 2007. Estimating the longevity of limestone drains in treating acid mine drainage containing high concentrations of iron. *Applied Geochemistry*, 22(11), pp.2344-2361.
- Sasal, M.C., etriulo, A.E., et Taboada, M.A. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil and Tillage Research*, 87(1) : 9–18.
- Scanlan, C.A., et Hinz, C., 2010, August. Insights into the processes and effects of root-induced changes to soil hydraulic properties. In 2010 19th World Congress of Soil Science, *Soil Solutions for a Changing World* (pp. 1-6).
- Scanlon, B.R., et Goldsmith, R.S. 1999. Field study of spatial variability in unsaturated flow beneath and adjacent to playas. *Water Resources Research*, 33(10) : 2239–2252.

- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Keese, K.E., et Dwyer, S.F., 2005. Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern USA. *Vadose Zone Journal*, 4(1), pp.55-71.
- Schenk, H.J., et Jackson, R.B., 2002. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology*, pp.480-494.
- Scholl, P., Leitner, D., Kammerer, G., Loiskandl, W., Kaul, H.P., et Bodner, G., 2014. Root induced changes of effective 1D hydraulic properties in a soil column. *Plant and soil*, 381(1-2), pp.193-213.
- Schulze, E.D., 1983. Root-shoot interactions and plant life forms. *NJAS wageningen journal of life sciences*, 31(4), pp.291-303.
- Schwintzer, C.R., et Lancelle, S.A., 1983. Effect of water-table depth on shoot growth, root growth, and nodulation of *Myrica gale* seedlings. *The Journal of Ecology*, pp.489-501.
- Scott-Denton, L. E., Sparks, K. L., et Monson, R. K. 2003. Spatial and temporal controls of soil respiration rate in a high-elevation, subalpine forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(4), 525-534.
- Shackelford, C.D. 2005 September. Environmental issues in geotechnical engineering. In proceedings of the international conference on soil mechanics and geotechnical engineering (vol. 16, no. 1, p. 95). AA Balkema publishers.
- Shackelford, C.D., Changra, C.K., et Chiuchangra, T.F., 1994. The capillary barrier effect in unsaturated flow through soil barriers. In International congress on environmental geotechnics (pp. 789-793).

- Shao. W., Ni, J., Leung, K.L., 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, 54: 1537-1522. dx.doi.org/10.1139/cgj-2016-0629.
- Shearer, R.C., 1986. Proceedings--Conifer Tree Seed in the Inland Mountain West Symposium, Missoula, Montana, August 5-6, 1985 (Vol. 203). US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station.
- Singer, P.C., et Stumm, W., 1970. Acidic mine drainage: the rate-determining step. Science, 167(3921), pp.1121-1123.
- Skoglund, S. J. 1990. Seed dispersing agents in two regularly flooded river sites. Canadian Journal of Botany, 68(4), 754-760.
- Smirnova, E., Bussière, B., Bergeron, Y., Tremblay, F., Thiffault, N., Maqsoud, A., et Marcotte, R., 2009, August. Bio-intrusion barrier made of plants with allelopathic effects to improve long term performance of covers with capillary barrier effects. In Proc. of the CLRA Conf., Quebec (pp. 23-26).
- 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.
- Song, M., Yu, L., Jiang, Y., Lei, Y., Korpelainen, H., Niinemets, Ü., et Li, C., 2017. Nitrogen-controlled intra-and interspecific competition between *Populus purpurea* and *Salix rehderiana* drive primary succession in the Gongga Mountain glacier retreat area. Tree physiology, 37(6), pp.799-814.

- Souch, C.A., Martin, P.J., Stephens, W., et Spoor, G., 2004. Effects of soil compaction and mechanical damage at harvest on growth and biomass production of short rotation coppice willow. *Plant and soil*, 263(1), pp.173-182.
- SRK. 1989. Draft acid rock drainage technical guide, vol. 1, prepared for the British Columbia Acid Mine Drainage Task Force. Steffens, Robertson and Kirsten (SRK), Inc. (B.C.), in association with Norecol Environment Consultants and Gormely Process Engineering, Vancouver, B.C.
- Stoltz, E., et Greger, M., 2006. Root penetration through sealing layers at mine deposit sites. *Waste management & research*, 24(6), pp.552-559.
- Stormont, J.C. 1995. The effect of constant anisotropy on capillary barrier performance. *Water Resources Research*, 31(3), pp.783-785.
- Stormont, J.C. 1996. The effectiveness of two capillary barriers on a 10% slope. *Geotechnical and Geological Engineering*, 14: 243–267.
- Striegl, R. G., et Wickland, K. P. 1998. Effects of a clear-cut harvest on soil respiration in a jack pine-lichen woodland. *Canadian Journal of Forest Research*, 28(4), 534-539.
- Strong, W.L., et La Roi, G.H. 1983. Root-system morphology of common boreal forest trees in Alberta, Canada. *Can J For Res* 13 : 1164-1173
- Struik, G.J., et Bray, J.R., 1970. Root-Shoot Ratios on Native Forest Herbs and Zea Mays at Different Soil-Moisture Levels. *Ecology*, 51(5), pp.892-893.
- Taleisnik, E., Peyrano, G., Cordoba, A., et Arias, C., 1999. Water retention capacity in root segments differing in the degree of exodermis development. *Annals of Botany*, 83(1), pp.19-27.

- Tassé, N., Germain, D., Dufour, C., et Tremblay, R., 1996. Le recouvrement de résidus organiques au parc East Suillivan: au delà de la barrière d'oxygène. In Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier (NEDEM), Rouyn-Noranda (Vol. 1, pp. 106-128).
- Terrier, A., Girardin, M.P., Périé, C., Legendre, P., et Bergeron, Y., 2013. Potential changes in forest composition could reduce impacts of climate change on boreal wildfires. *Ecological Applications*, 23(1), pp.21-35.
- Thornley, J.H.M., 1970. Respiration, growth and maintenance in plants. *Nature*, 227(5255), pp.304-305.
- Thorup-Kristensen, K., 2001. Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content, and how can this be measured?. *Plant and Soil*, 230(2), pp.185-195.
- Topp, G.C., Davis, J.L., et Annan, A.P. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. *Water resources research*, 16(3), pp.574-582.
- 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(41) : 219–228.
- Tracy, S.R., Roberts, J.A., Black, C.R., McNeill, A., Davidson, R., Mooney, S.J. 2010. The x-factor: visualizing undisturbed root architecture In soils using x-ray computed tomography. *J Exp Bot* 61: 311–313
- Trax, E.C., 1910. The acid water of western Pennsylvania. *Eng. Record*, 62, pp. 371-372.

Trépanier, S. 2005. Étude sur des barrières visant à limiter l'impact de l'infiltration des racines sur la performance des revêtements multicouches. Mémoire. Rouyn-Noranda, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Sciences appliquées, 111 p.

Trepanier, S., Bussière, B., Tremblay, F., Aubertin, M., et Cyr, J., 2006, August. Characterization and evolution of vegetation established on a multilayer cover aiming at controlling the production of acid mine drainage. In Proceedings of the 31st Annual Meeting and Conference of the Canadian Land Reclamation Association (CLRA) and the 9th Meeting of the International Affiliation of Land Reclamationists (IALR), Reclamation and Remediation: Policy to Practice (pp. 20-23).

Tyree, M.T., Velez, V., et Dalling, J.W., 1998. Growth dynamics of root and shoot hydraulic conductance in seedlings of five neotropical tree species: scaling to show possible adaptation to differing light regimes. *Oecologia*, 114(3), pp.293-298.

van den Bergh, T., Körner, C., et Hiltbrunner, E., 2018. *Alnus* shrub expansion increases evapotranspiration in the Swiss Alps. *Regional Environmental Change*, 18(5), pp.1375-1385.

Van Genuchten, M. T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils 1. *Soil science society of America journal*, 44(5), 892-898.

Van Genuchten, M.Th., Leij, F.J., et Yates, S.R. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Report EPA/600/2-91/065, US Salinity Laboratory, US Department of Agriculture, Riverside, Calif.

- Vepraskas, M.J., et Hoyt, G.D., 1988. Comparison of the trench-profile and core methods for evaluating root distributions in tillage studies. *Agronomy Journal*, 80(2), pp.166-172.
- Viereck, L. A., et Johnston, W. F. 1990. *Picea mariana* (Mill.) BSP black spruce. *Silvics of North America*, 1, 227-237.
- Walters, M.B., et Reich, P.B., 2000. Seed size, nitrogen supply, and growth rate affect tree seedling survival in deep shade. *Ecology*, 81(7), pp.1887-1901.
- Wang, G., Liu, F., et Xue, S., 2017. Nitrogen addition enhanced water uptake by affecting fine root morphology and coarse root anatomy of Chinese pine seedlings. *Plant and Soil*, 418(1-2), pp.177-189.
- Wang, W., Wang, Q., et Lu, Z., 2009. Soil organic carbon and nitrogen content of density fractions and effect of meadow degradation to soil carbon and nitrogen of fractions in alpine Kobresia meadow. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 52(5), pp.660-668.
- Watabe, Y., Leroueil, S., et Le Bihan, J.-P. 2000. Influence of compaction conditions on pore-size distribution and saturated hydraulic conductivity of a glacial till. *Can. Geotech. J.* 37: 1184–1194 (2000).
- Watt, M., Silk, W.K., et Passioura, J.B., 2006. Rates of root and organism growth, soil conditions, and temporal and spatial development of the rhizosphere. *Annals of botany*, 97(5), pp.839-855.
- Waugh, W.J., 2001. Uranium mill tailings covers: Evaluating long-term performance. In Paper 244, Proc., 2001 Int. Conf. and Remediation Technology Conf. and Exhibition, DOE/EM-0620, Paper (Vol. 244).

- Weeks, B., et Wilson, G.W., 2005. Variations in moisture content for a soil cover over a 10 year period. Canadian geotechnical journal, 42(6), pp.1615-1630.
- Williams, D.J., Wilson, G.W., et Currey, N.A., 1997. A cover system for a potentially acid forming waste rock dump in a dry climate. In Tailings and Mine Waste'97 (pp. 231-235).
- Yan, W.M., et Zhang, G. 2015. Soil-water characteristics of compacted sandy and cemented soils with and without vegetation. Canadian Geotechnical Journal. 52(9) : 1331–1344, <https://doi.org/10.1139/cgj-2014-0334>.
- Yanful, E. K., Bell, A. V., et Woyshner, M. 1993a. Design of a Composite Soil Cover for an Experimental Waste Rock Pile near Newcastle, New Brunswick, Canada,” Can. Geotech. J., 30 : 578–587.
- Yanful, E. K., Riley, M. D., Woyshner, M. R., et Duncan, J. 1993b. Construction and Monitoring of a Composite Soil Cover on an Experimental Waste Rock Pile near Newcastle, New Brunswick, Canada. Can. Geotech. J., 30 : 588–599.
- Yanful, E. K., Samad, M., et Mian, H. 2004. Shallow Water Cover Technology for Reactive Sulphide Tailings Management. Geotechnical News. 22.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., et Payant, S. C. 1999. Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. Water, Air, and Soil Pollution, 114(3-4), 347-375.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., et Payant, S. C. 1999. Soil Covers for Controlling Acid Generation in Mine Tailings: A Laboratory Evaluation of the Physics and Geochemistry. Water, Air, Soil Pollut., 114 : 347–375.
- Yanful, E.K., et St-Arnaud, L., 1991. The Hydrogeochemistry and Geotechnique of the Wait Amulet Tailings Site Near Rouyn-Noranda, Quebec, Canada. In Proceedings

- of the First Canadian Conference on Environmental Geotechnics, Montreal (p. 263).
- Yanful, E.K., Mousavi, S.M., et De Souza, L.P., 2006. A numerical study of soil cover performance. *Journal of environmental management*, 81(1), pp.72-92.
- 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), pp.783-801.
- Yanful, E.K., Riley, M.D., Woyshner, M.R., et Duncan, J., 1993. Construction and monitoring of a composite soil cover on an experimental waste-rock pile near Newcastle, New Brunswick, Canada. *Canadian Geotechnical Journal*, 30(4), pp.588-599.
- Yang, H., Rahardjo, H., Leong, E.C., et Fredlund, D.G., 2004. A study of infiltration on three sand capillary barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 41(4), pp.629-643.
- Yang, X., Li, Y., Ren, B., Ding, L., Gao, C., Shen, Q., et Guo, S., 2012. Drought-induced root aerenchyma formation restricts water uptake in rice seedlings supplied with nitrate. *Plant and Cell Physiology*, 53(3), pp.495-504.
- Yilmaz, E., Benzaazoua, M., Bussière, B., et Pouliot, S., 2014. Influence of disposal configurations on hydrogeological behaviour of sulphidic paste tailings: A field experimental study. *International Journal of Mineral Processing*, 131, pp.12-25.
- Young, I.W., Naguit, C., Halwas, S.J., Renault, S., et Markham, J.H., 2013. Natural revegetation of a boreal gold mine tailings pond. *Restoration Ecology*, 21(4), pp.498-505.

- Zagury, G.J., Neculita, C.M., et Bussière, B. 2005. Passive biological treatment of acid mine drainage: Challenges of the 21st century. In Proceedings on 2nd symposium sur l'environnement et les mines. Quebec, Ontario, Canada (pp. 30-33).
- Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, K., et McMullen, J. 2001. Capillary cover design for leach pad closure. In SME Transaction 2001, Presented at the SME Anual Meeting, 26–28 February, Denver, Colo., Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Inc. Vol. 310, pp. 104–110.
- Zhan, L.T., Li, G.Y., Jiao, W.G., Wu, T., Lan, J.W., et Chen, Y.M., 2017. Field measurements of water storage capacity in a loess–gravel capillary barrier cover using rainfall simulation tests. Canadian Geotechnical Journal, 54(11), pp.1523-1536.
- Zhan, T.L., Li, H., Jia, G.W., Chen, Y.M., et Fredlund, D.G., 2014. Physical and numerical study of lateral diversion by three-layer inclined capillary barrier covers under humid climatic conditions. Canadian geotechnical journal, 51(12), pp.1438-1448.
- Zhang, S., Sheng, D., Zhao, G., Niu, F., et He, Z., 2016a. Analysis of frost heave mechanisms in a high-speed railway embankment. Canadian Geotechnical Journal, 53(3), pp.520-529.
- Zhang, S., Teng, J., He, Z., et Sheng, D., 2016b. Importance of vapor flow in unsaturated freezing soil: a numerical study. Cold Regions Science and Technology, 126, pp.1-9.
- Zhang, X., Chen, S., Sun, H., Wang, Y., et Shao, L. 2009. Root size, distribution and soil water depletion as affected by cultivars and environmental factors. Field Crops Research, 114(1) : 75–83.

Zhou Z, Shangguan Z. Vertical distribution of fine roots in relation to soil factors in  
*Pinus tabulaeformis* Carr. forest of the Loess Plateau of China. Plant and Soil. 2007  
Feb 1;291(1-2):119-29.