POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

L'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Impact de la colonisation racinaire sur les propriétés hydrogéologiques d'une couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée

ABDOULAYE FATOUMATA BARRY

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Mars 2023

© Abdoulaye Fatoumata Barry, 2023.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

L'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

Impact de la colonisation racinaire sur les propriétés hydrogéologiques d'une couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée

présenté par **Abdoulaye Fatoumata Barry**

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

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

Isabelle DEMERS, présidente
Marie GUITTONNY, membre et directrice de recherche
Bruno BUSSIÈRE, membre et codirecteur de recherche
Carlos OVALLE, membre

DÉDICACE

À

Mes parents

Ma famille

Mes amis

REMERCIEMENTS

Enfin le bout du tunnel par la grâce de Dieu ! Merci à toutes celles et à tous ceux qui de près ou de loin ont participé à cette belle expérience.

Avant tout je tiens à remercier ma directrice Marie Guittonny auprès de qui j'ai beaucoup appris à travers son encadrement marqué par sa disponibilité et réactivité, son humanisme, ses conseils, sa patience et sa rigueur scientifique tout au long de mon travail. Merci de m'avoir fait confiance dès le premier jour et me plonger dans le domaine de l'environnement minier en mettant à ma disposition tout ce qu'il faut pour arriver là.

Je remercie vivement mon codirecteur, Bruno Bussière qui, à son tour a été toujours disponible pour répondre à mes questions. Merci pour les conseils, l'examen du document et les échanges fructueux pour la réussite de ce présent travail.

A tous les deux je vous remercie très sincèrement pour votre encadrement et j'en suis reconnaissant et fier de vous.

Merci à tous les partenaires du projet RDV.

Merci à toute l'équipe de l'IRME UQAT/Polytechnique Montréal pour la qualité des enseignements reçus et pour le soutient dans le cadre de ma formation.

Merci à l'équipe du laboratoire de l'URSTM, composée d'un personnel talentueux, ingénieux, persévérant avec lequel nous avons pu surmonter les défis ayant jalonné cette recherche caractérisée par des nouvelles approches tant sur le terrain qu'en laboratoire. Je n'oublierai pas les bons moments passés ensemble avec vous tous : Joel, Jean Christophe, Pierre Alain, Cynthia, Guillaume, Gwendoline, Ivan, Lilas, … Merci à Sylvette pour sa disponibilité avec qui j'ai pu établir et gérer toute la planification des travaux de terrain et de laboratoire sur un fond d'écoute, d'échange, de conseils, d'informations et de sensibilisation à chaque fois que cela est nécessaire. Merci également aux deux stagiaires qui m'ont aidé sur le terrain.

Je tiens à remercier ensuite, Mme. Isabelle DEMERS et M. Carlos OVALLE d'avoir accepté d'être parmi les membres du jury d'examen de ce mémoire.

Merci à tous les amis de tous les pays rencontrés à l'UQAT (Québec, Tunisie, France, Burkina Fasso, Haïti, Côte d'ivoire, Liban, Mali, Sénégal, Brésil, Argentine, Congo, Algérie, Iran, Suisse, Madagascar, … sans oublier mes compatriotes de la Guinée) pour les moments conviviaux passés ensemble. De cette diversité également, j'ai beaucoup appris et je vous dis merci pour tout le soutient et l'apport culturel.

Je remercie particulièrement ma conjointe qui m'a permis de faire un retour aux études et qui a su gérer notre famille pendant tout mon temps d'absence au pays. Merci pour ta patience, tes encouragements sans lesquels je n'arriverai pas à ces résultats. Ce travail est dédié à toi ma chère « Ami » et à nos enfants pour qui j'espère bien iront plus loin que moi dans les études et la recherche de solutions pour la préservation de l'environnement.

À mes parents je vous dis merci pour m'avoir soutenu dès le premier jour quand j'ai eu la chance d'être inscrit à l'école. A mes amis d'enfance, qui n'ont pas eu cette chance ou qui n'ont pas pu continuer, ce travail vous est également dédié.

Je termine en rendant grâce à Dieu qui m'a donné la santé et m'a permis de réaliser ce travail.

RÉSUMÉ

La production du drainage minier acide (DMA) par les rejets miniers réactifs peut avoir des effets sur l'environnement. Depuis la fin des années 1980, l'industrie minière canadienne et les gouvernements ont investi considérablement pour trouver des solutions à ce défi environnemental. En restauration minière, la technique de la couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée (CM_NPS) est l'une des techniques de recouvrement de type barrière à l'oxygène récemment mises au point pour contrôler la production du DMA. Le concept consiste à limiter le flux d'oxygène vers les résidus sulfureux réactifs en maintenant ces derniers à un haut degré de saturation, sous la nappe phréatique ou dans la zone vadose presque saturée. Les CM-NPS installées sur les sites miniers restaurés sont soumises à l'occupation naturelle ou artificielle par la végétation comme c'est le cas pour le site Manitou. Les racines de cette végétation peuvent modifier les propriétés hydro géotechniques des matériaux de recouvrement et leur bilan hydrique, ce qui peut affecter leur performance et potentiellement leur capacité à contrôler l'oxydation des résidus réactifs sous-jacents. Par conséquent, dans cette étude, l'objectif principal est d'évaluer l'effet de la colonisation racinaire sur la conductivité hydraulique saturée d'une CM-NPS constituée de résidus recyclés non réactifs, sous deux types de végétation : herbacées (H) et Saule (*Salix sp.*) avec herbacées (SH). Les objectifs spécifiques consistent à (i) Caractériser le profil des matériaux de recouvrement (résidus Goldex) en termes de colonisation racinaire et de propriétés géotechniques (granulométrie, porosité, densité relative des grains solides); (ii) Comparer les caractéristiques morphologiques des racines et les propriétés hydrogéologiques sous deux types de végétation et (iii) Relier les caractéristiques morphologiques des racines à la conductivité hydraulique saturée du matériau de recouvrement.

L'approche méthodologique est basée sur une approche de terrain et de laboratoire. Les travaux de terrain ont eu lieu en été 2021 sur le parc 2 (restauré par la technique CM-NPS) du site minier de Manitou, Canada, Québec. La caractérisation de la couverture monocouche en termes de recouvrement par la végétation (méthode des points de contact) et de colonisation racinaire (profil d'occurrence et de densité, profondeur maximale) a été réalisée respectivement sur un quadrat d'1 m^2 et dans des tranchées in situ (1 m x 1 m x 1 m).

Des tests d'infiltration in situ sur dix (10) stations de trois types (H, SH et stations témoins sans végétation TSV) et des tests de perméabilité en laboratoire sur dix-neuf (19) carottes non perturbées prélevées à la pelle mécanique in situ, ont été réalisés en vue d'obtenir la k_{sat}. Le profil des propriétés géotechniques a été réalisé par échantillonnage à 5 niveaux de profondeur sur toutes les stations (25). Les analyses granulométriques par diffraction laser portant sur les échantillons ont permis de caractériser chaque profil en termes de strate granulométrique. Enfin, l'analyse des paramètres racinaires par imagerie (densité de longueur des racines RLD, densité de volume racinaire RVD, densité de masse des racines RMD et diamètre moyen des racines) avec WinRhizo sur 19 carottes non remaniées a été effectuée après lavage au tamis, tri et numérisation des racines.

Le taux de couverture par la végétation herbacée trouvé est de 100% avec une prédominance des Poaceae (plus de 80%) dans les stations H et SH. Dans les deux cas la colonisation racinaire de la monocouche a diminué avec la profondeur et 90% de la présence des racines se concentre sur les premiers 30 cm de la surface. La profondeur maximale moyenne d'enracinement a été de 28 cm, avec un maximum de 40 cm pour la végétation étudiée. La moyenne de RLD reste légèrement inférieure dans les stations herbacées avec saule (SH) par rapport à celles herbacées (H). Cependant, les valeurs des paramètres RMD, RVD et le diamètre moyen des racines étaient supérieures dans les stations SH. Dans les trois cas, les valeurs moyennes de k_{sat} mesurées sont du même ordre de grandeur 10^{-5} cm/s.

Cette étude de caractérisation de la colonisation racinaire sur une CM-NPS est la première de ce type portant sur cette méthode de remise en état. Douze ans après la construction, la colonisation racinaire n'a pas eu d'effet significatif sur la conductivité hydraulique saturée de la monocouche sous les deux types de végétation. L'augmentation des valeurs des paramètres racinaires comme le diamètre sous les stations SH est liée à la présence de saules et peut augmenter avec le temps et la succession forestière. Par conséquent, il est recommandé de poursuivre la surveillance de l'effet de la végétation sur la conductivité hydraulique sur le long terme.

Mots-clés Restauration minière, Couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée, site Manitou, colonisation racinaire, conductivité hydraulique saturée, végétation.

ABSTRACT

The production of acid mine drainage (AMD) from reactive mine waste can have environmental impacts. Since the late 1980s, the Canadian mining industry and governments have heavily invested in finding solutions to this environmental challenge. In mine reclamation, the Monolayer Cover with Elevated Water Table (MC_EWT) technique is one of the recently developed oxygen barrier capping techniques to control AMD production. The concept is to limit the flow of oxygen to the reactive sulphide tailings by keeping the tailings at a high degree of saturation, below the water table or in the near saturated vadose zone. MC-EWT installed on reclaimed mine sites are subject to natural or artificial occupation by vegetation as is the case for the Manitou site. The roots of this vegetation can alter the hydrogeotechnical properties of the capping materials and their water balance, which can affect their performance and potentially their ability to control the oxidation of the underlying reactive tailings. Therefore, in this study, the main objective is to evaluate the effect of root colonisation on the saturated hydraulic conductivity of a MC-EWT made of non-reactive recycled tailings, under two types of vegetation: grasses (H) and Willows (*Salix sp*.) with grasses (SH). Thus, the specific objectives are to (i) characterise the profile of the monolayer cover material (Goldex tailings) in terms of root colonisation and geotechnical properties (grain size distribution, porosity, specific gravity); (ii) compare the morphological characteristics of the roots and the hydrogeological properties under the two vegetation types; and (iii) relate the morphological characteristics of the roots to the saturated hydraulic conductivity of the monolayer cover material.

The methodological approach is based on a field and laboratory approach. The field work took place in summer 2021 on park 2 (restored by the MC-EWT technique) of the Manitou mine site, Canada, Quebec. The characterisation of the monolayer cover in terms of vegetation cover (point intercept method) and root colonisation (occurrence and density profile, maximum depth) was carried out respectively on a 1 m^2 quadrat and in situ trenches (1 m x 1 m x 1 m). In situ infiltration tests on ten (10) stations of three types (H, SH and control stations without vegetation TSV) and laboratory permeability tests on nineteen (19) undisturbed cores taken by mechanical shovel in situ, were carried out in order to obtain

the k_{sat}. The geotechnical properties' profile was carried out by sampling at 5 depths on all stations (25). The Laser diffraction particle size analysis of the samples allowed the characterisation of each profile in terms of particle size strata. Finally, imaging analysis of root parameters (root length density RLD, root volume density RVD, root mass density RMD and mean root diameter) with WinRhizo on 19 undisturbed cores was carried out after sieve washing, sorting and scanning of the roots.

The rate of cover by herbaceous vegetation found is 100% with a predominance of Poaceae (more than 80%) in stations H and SH. In both cases the root colonisation of the monolayer decreased with depth and 90% of the root presence was concentrated in the first 30 cm of the surface. The average maximum rooting depth was 28 cm with a maximum of 40 cm for the studied vegetation. The average RLD was slightly lower in the herbaceous stations with willows (SH) than in the herbaceous ones (H). However, the values of the parameters RMD, RVD and mean diameter were higher in the SH stations. In all three cases, the average values of k_{sat} measured were of the same order of magnitude 10^{-5} cm/s. This study characterising root colonisation on a MC-EWT is the first of its kind involving this cover system. Twelve years after construction, root colonisation have had no significant effect on the saturated hydraulic conductivity of the monolayer under both vegetation types. The increase in root parameter values such as diameter under the SH stations is related to the presence of willows and may increase with time and forest succession. Therefore, it is recommended to continue monitoring the effect of vegetation on hydraulic conductivity in the long term.

Keywords

Mine reclamation, Single layer cover with raised water table, Manitou site, root colonisation, saturated hydraulic conductivity, vegetation.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ vi

ABSTRACT viii

LISTE DES TABLEAUX xiv

LISTE DES FIGURES xvi

LISTES DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS xx

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Problématique globale de l'exploitation minière 1

1.2. Contrôle du DMA grâce à des recouvrements 2

1.3. Présence de végétation, colonisation racinaire et influence possible sur la performance du recouvrement 3

1.4 Objectifs 4

1.5 Hypothèses de l'étude 5

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTERATURE 6

2.1 Restauration minière 6

2.2 Cadre règlementaire sur la restauration et organismes concernés au Québec 6

2.3 Différentes méthodes de restauration minière au Québec 7

2.3.1 Recouvrement en eau 9

2.4 Recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée (CM-NPS) 11

2.4.1 Conception et principes de fonctionnement de la méthode monocouche avec NPS. 12

2.4.2 Critères de conception basés sur la pression d'entrée d'air (l'AEV) 12

2.4.3 Gestion du bilan hydrique pour le système de recouvrement monocouche avec NPS 14

2.4.4 Sites restaurés par le système de couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée 15

2.5 Restauration minière et végétation 20

2.5.1 Importance de la végétalisation dans la restauration minière 21

2.5.2 Colonisation végétale sur les sites miniers 21

2.5.3 Effet de la végétation sur le bilan hydrique 23

2.5.4 Effet de la végétation sur le recouvrement de type stockage - relargage (évapotranspirant) 23

2.5.5 Effet des racines sur la structure du sol 24

2.5.6 Effets des racines dans les recouvrements miniers 26

2.6 Performance des recouvrements miniers de type barrière à l'oxygène 28

2.7 Synthèse sur la partie revue de littérature et objectifs de l'étude 38

CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES 39

3.1 Présentation de la zone d'étude (site Manitou) 39

3.2 Dispositif expérimental et positionnement des essais sur le terrain 41

3.3 Caractérisation aérienne de la végétation 42

3.4 Caractérisation souterraine de la végétation 44

3.4.1 Caractérisation du profil racinaire in situ 44

3.4.2 Caractérisation des traits racinaires dans les carottes des résidus Goldex 45

3.4.2.1 Prélèvement des carottes non perturbées 45

3.5 Caractérisation des propriétés géotechniques de base des profils 47

3.5.1 Échantillonnage de terrain 47

3.5.2 Analyses au laboratoire des propriétés géotechniques de base des échantillons prélevés. 47

3.6 Caractérisation hydrogéologique des matériaux in situ 48

3.6.1 Test d'infiltration *in situ* 48

3.6.2 Mesure de la conductivité hydraulique saturée sur les carottes non perturbées 50

3.6.3 Prédiction de la conductivité hydraulique saturée 52

3.6.4 Courbe de rétention d'eau (CRE) 53

3.7 Analyse des paramètres racinaires 55

CHAPITRE 4 RÉSULTATS 56

4.1 Inventaire de la végétation et taux de recouvrement 56

4.1.1 Description des espèces présentes et du taux de recouvrement 56

4.1.2 Contribution spécifique au taux de recouvrement 56

4.2 Caractérisation des paramètres aériens de la végétation 58

4.3 Caractérisation souterraine de la végétation dans les résidus Goldex 59

4.3.1 Occurrence racinaire totale 59

4.3.2 Densité racinaire 60

4.3.3 Profondeur maximale 62

4.3.4 Paramètres racinaires 64

4.4 Résultats des caractéristiques géotechniques (essais de laboratoire) 65

4.4.1 Granulométrie 65

4.4.2 Densité relative des grains solides 73

4.5 Caractérisation hydrogéologique des matériaux 74

4.5.1 Résultats des tests de perméabilité in situ 74

4.5.2 La conductivité hydraulique saturée des carottes non perturbées : essais de laboratoire 75

4.6 Comparaison entre les valeurs de la conductivité hydraulique mesurées et les valeurs de la densité de la longueur des racines 78

CHAPITRE 5 DISCUSSION 79

5.1. Caractérisation de la végétation 79

5.2. Caractérisation de la colonisation racinaire 80

5.3 Profondeur maximale d'enracinement 82

5.4. Caractérisation hydrogéologique et relation k_{sat} vs paramètres racinaires..... 84

5.5. Analyse granulométrique 85

5.6 Analyse des courbes de rétention d'eau 86

5.7 Défis expérimentaux de l'étude..... 90

6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS..... 93

7. RÉFÉRENCES 97

ANNEXES..... 111

Annexes A : Relevés de la végétation..... 111

Annexe B : Caractérisation souterraine de la végétation 113

Annexe C : Analyse géotechnique 117

Annexe D : Courbes granulométriques par niveau de profondeur et par station 119

Annexe E : Caractéristiques des courbes granulométriques par station..... 128

Annexe F : Essais de perméabilité in situ 131

Annexe G : Essais de perméabilité en laboratoire..... 132

LISTE DES TABLEAUX

Tableau

Tableau 2.1 Récapitulatif des techniques de prévention du DMA (Inspiré d'Aubertin et al., 2002; Bussière & Guittonny, 2021)..... 8
Tableau 4.1 Paramètres aériens des arbustes dans les stations avec saule (SH). E.S. : Erreur standard, n=6. 59
Tableau 4.2 Biomasse aérienne par station herbacée (H), et moyenne (ES), n=9. 59
Tableau 4.3 Occurrence et densité racinaire totales en moyenne (E.S) par type de station 60
Tableau 4.4 Profondeur de sol contenant 90% de l'occurrence des racines 63
Tableau 4.5 Paramètres racinaires dans les carottes non remaniées. E.S. : erreur standard, n=9 pour stations H et n=6 pour stations SH..... 64
Tableau 4.6 Paramètres caractéristiques des courbes granulométriques des résidus Goldex à différentes profondeurs d'une station herbacée (H6). 66
Tableau 4.7 Paramètres caractéristiques des courbes granulométriques à différentes profondeurs de la station TSV23 67
Tableau 5.1 Paramètres des courbes de rétention d'eau mesurées et prédites de la couverture monocouche (Résidus Goldex)..... 89
Tableau A.1 Contribution spécifique moyenne au taux de recouvrement (%) dans les stations saules avec herbacées 112
Tableau B.2 Occurrence totale et densité racinaire totale par profil (stations herbacées) 113
Tableau B.3 Occurrence totale et densité racinaire totale par profil (stations saules et herbacées) 113
Tableau B.4 Profondeurs racinaires maximales (cm) par station 115
Tableau B.5 Valeurs des paramètres racinaires mesurées par station (0-30 cm)..... 115
Tableau B.6 Pourcentage de longueur des racines de Φ>2mm 116
Tableau C.7 Densité relative (G_S) des résidus Goldex sous stations herbacées 117
Tableau C.8 Densité relative des grains des résidus Goldex sous stations témoins 117
Tableau C.9 Densité relative des grains des résidus Goldex sous stations..... 117

Tableau C.10 Densité relative des résidus Goldex (g/cm^3) Moyenne, Max, Mini par station 117
Tableau C.11 Porosité des résidus Goldex : stations herbacées 118
Tableau C.12 Porosité des résidus Goldex : stations témoins sans végétation 118
Tableau C.13 Porosité des résidus Goldex : stations saules et herbacées 118
Tableau E.14 Paramètres caractéristiques des courbes granulométriques pour 5 niveaux de profondeur par station 128
Tableau F.15 Valeurs de perméabilité in situ 132
Tableau G.16 Essais de perméabilité en laboratoire : stations herbacées 132
Tableau G.17 Essais de perméabilité en laboratoire: stations saules et herbacées 132
Tableau G.18 Récapitulatif des valeurs de k_{sat} mesurées, prédites 133
Tableau G.19 Récapitulatif des valeurs moyennes des paramètres granulométriques de prédiction de la k_{sat} 133
Tableau H.20 Prédiction de la k_{sat} selon les valeurs minimales et maximales de D_{10} : Stations herbacées 134
Tableau H.21 Prédiction de la k_{sat} selon les valeurs minimales et maximales de D_{10} : Stations avec saules 134
Tableau H.22 Prédiction de la k_{sat} selon les valeurs minimales et maximales de D_{10}: Stations témoins sans végétation 135

LISTE DES FIGURES

Figure

Figure 1.1 Effet du degré de saturation sur les valeurs mesurées du coefficient de diffusion de l'oxygène (m^2/s) (tiré de Mbonimpa et al., 2020) 3
Figure 2.1 Configuration d'une couverture multicouche (Aubertin et al., 2015) 10
Figure 3.1: Situation géographique du parc 2 (site Manitou) et vue aérienne du site sur image Google Earth (2021). 40
Figure 3.2 localisation des essais (image google earth 2021)..... 41
Figure 3.3 a) Quadrat utilisé pour la méthode des points de contact ; b) Biomasse herbacée récoltée dans un quadrat ; c) Mesure de la hauteur et de la canopée d'un saule ; d) Coupe et mesure de diamètre à la base d'un saule..... 43
Figure 3.4 a) Excavation d'une tranchée d'observation sur la monocouche à la pelle mécanique ; b) Description du profil racinaire avec la grille ; c) Mesure de la profondeur maximale d'enracinement..... 44
Figure 3.5 a)Prélèvement des carottes non remaniées à la pelle mécanique (site Manitou) : b) Coupe des carottes à la scie circulaire électrique ; c) Carottes conservées dans le réfrigérateur ; d) Éléments du perméamètre à parois rigides ; e) Échantillon monté sur le perméamètre; f) Saturation des échantillons; g) Carotte saturée et extraite du cylindre après la mesure de k_{sat}; h) Prélèvement des échantillons pour la mesure de la CRE; i) Mesure de la CRE avec Cellule Tempe; j) Séchage des matériaux après la mesure de la k_{sat}. 46
Figure 3.6 Excavation d'un profil granulométrique sur les résidus Goldex ; 47
Figure 3.7 Test d'infiltration au double anneau sur les résidus Goldex (Manitou) 48
Figure 3.8 Schéma illustratif d'un test d'infiltration dans une station avec saule coupé.. 49
Figure 3.9 Mesure de la k_{sat} au perméamètre à charge variable descendante (Todd, 1959) 52
Figure 3.10 Détermination des paramètres racinaires par imagerie avec WinRhizo et après séchage des racines à l'étuve..... 55

Figure 4.1 Contribution spécifique (%) au taux de recouvrement de la végétation dans les stations herbacées (n = 9). Dans chaque boxplot x = moyenne et la barre = médiane. 57

Figure 4.2 Contribution spécifique (%) au taux de recouvrement dans les stations saule avec herbacées (n=6). Dans chaque boxplot x = moyenne et la barre = médiane. 58

Figure 4.3 Occurrence racinaire totale (%) par station sous les deux types de stations : a. Herbacées (H), b. Herbacées et saule (SH). 60

Figure 4.4 Densité racinaire totale (nombre de racines / dm^2) par station dans les deux types de stations : a. Herbacées (H), b. Herbacées et saule (SH). 61

Figure 4.5 Occurrence racinaire moyenne (%) ± E.S. par niveau de profondeur du relevé pour les stations herbacées (a., n=9) et les stations herbacées avec saule (b., n=6) 61

Figure 4.6 Densité racinaire moyenne (nombre de racines / dm^2) par niveau de profondeur du relevé pour les stations herbacées (a., n = 9) et les stations herbacées avec saule (b., n=6)..... 62

Figure 4.7 Profondeur maximale observée des racines par station (H : station herbacées, SH : station herbacées et saule)..... 63

Figure 4.8 Courbes granulométriques à différentes profondeurs du profil d'une station herbacée (H6) : P10 (10 cm de la surface), P30 (30 cm), P40 (40 cm), P60 (60 cm), P80 (80 cm). 66

Figure 4.9 Courbes granulométriques à différentes profondeurs du profil d'une station témoin sans végétation (TSV23) : P10 (10 cm de la surface), P30 (30 cm), P40 (40 cm), P60 (60 cm), P80 (80 cm). 67

Figure 4.10 Courbes granulométriques à différentes profondeurs du profil d'une station saule avec herbacée (SH19) : P10 (10 cm de la surface), P30 (30 cm), P40 (40 cm), P60 (60 cm), P80 (80 cm). 68

Figure 4.11 Variation du coefficient d'uniformité dans le profil pour chaque station (n=5 profondeurs). Dans chaque boxplot x = moyenn et la barre = médiane..... 70

Figure 4.12 Variation du diamètre D_{60} en fonction de la profondeur dans le profil pour chaque station (n=5). Dans chaque boxplot x = moyenne et la barre = médiane 71
Figure 4.13 Variation du diamètre D_{10} en fonction de la profondeur dans le profil pour chaque station (n=5). Dans chaque boxplot x = moyenne et la barre = médiane 71
Figure 4.14 Pourcentage passant 80µm sur 5 niveaux de profondeurs dans le profil pour chaque station. La ligne discontinue = démarcation entre matériaux majoritairement grossiers (<50%) ou fins (> 50%)..... 72
Figure 4.15 Variation de la densité relative des grains (n=3 profondeurs) par station..... 73
Figure 4.16 Taux d'infiltration in situ (cm/mn) d'une station témoin (TSV25)..... 74
Figure 4.17 Conductivité hydraulique saturée in situ au niveau de dix stations sur les résidus Goldex (H : herbacées, SH : saule et herbacées, TSV : témoin sans végétation)..... 75
Figure 4.18 Conductivité hydraulique (k_{sat}) (cm/s) mesurée en conditions de laboratoire pour 9 stations herbacées (H), 6 stations saule et herbacées (SH) et quatre stations témoins sans végétation (TSV). 76
Figure 4.19 Comparaison entre k_{sat} prédite (cm/s) et k_{sat} mesurée (cm/s) pour les 3 types de stations herbacées, saule et herbacées et témoins..... 77
Figure 4.20 Comparaison des valeurs mesurées de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) et de densité de longueur de racines (RLD) dans les carottes de résidus Goldex non remaniées prélevées dans les trois types de stations. 78
Figure 5.1 Évolution de la couverture végétale au fil du temps avec l'approche de régénération forestière (tiré de Burger et al., 2010) 80
Figure 5.2 Courbes de rétention d'eau mesurées (TC) et prédites avec le modèle de MK à 10 (E1) et 30 cm (E2) de profondeur (station H3). 87
Figure 5.3 Courbes de rétention d'eau mesurées (TC) et prédites avec le modèle de MK à 10 (E1) et 30 cm (E2) de profondeur (station SH11)..... 88
Figure 5.4 Courbes de rétention d'eau des résidus Goldex mesurées et prédites sur des échantillons remaniés avec le modèle MK (tiré de Ethier, 2018). 88
Figure A.1 Contribution spécifique au taux de recouvrement par station 111

Figure B.2 Occurrence racinaire et densité racinaire versus profondeur par station 114
Figure D.3 Courbes granulométriques de profil : station H2..... 119
Figure D.4 Courbes granulométriques de profil : station H3..... 119
Figure D.5 Courbes granulométriques de profil : station H4..... 120
Figure D.6 Courbes granulométriques de profil : station H5..... 120
Figure D.7 Courbes granulométriques de profil : station H7..... 121
Figure D.8 Courbes granulométriques de profil : station H8..... 121
Figure D.9 Courbes granulométriques de profil : station H9..... 122
Figure D.10 Courbes granulométriques de profil : station H10..... 122
Figure D.11 Courbes granulométriques de profil : station SH11 123
Figure D.12 Courbes granulométriques de profil : station SH12 123
Figure D.13 Courbes granulométriques de profil : station SH15 124
Figure D.14 Courbes granulométriques de profil : station SH17 124
Figure D.15 Courbes granulométriques de profil : station SH20 125
Figure D.16 Courbes granulométriques de profil : station TSV21..... 125
Figure D.17 Courbes granulométriques de profil : station TSV22..... 126
Figure D.18 Courbes granulométriques de profil : station TSV24..... 126
Figure D.19 Courbes granulométriques de profil : station TSV25..... 127
Figure F.20 Courbes du taux d'infiltration en fonction du temps..... 131

LISTES DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AEV	Pression d'entrée d'air (kPa)
C_C	Coefficient de courbure
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
CM	Couverture monocouche
CRE	Courbe de rétention d'eau
CRH	Couche de rétention d'humidité
C_U	Coefficient d'uniformité
D	Diamètre (cm)
D_{10}	Diamètre des grains correspondant à 10% passant (µm)
D_{30}	Diamètre des grains correspondant à 30% passant (µm)
D_{60}	Diamètre des grains correspondant à 60% passant (µm)
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
e	Indice de vide (-)
G_S	Densité relative (g/cm^3)
H	Hauteur (cm)
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée (cm/s)
l	Largeur (cm)
L	Longueur (cm)
LAI	Lead area index
Ms	Masse sèche du sol (g)
N	Porosité (-)
NPS	Nappe phréatique surelevée
Θ_r	Teneur en eau résiduelle
RLD	Densité de longueur racinaire (Root lenth density) (m/m^3, cm/m^3)
RMD	Densité de masse racinaire (Root mass density) (g/m^3)
RVD	Densité de volume racinaire (Root volume density) (cm/m^3)
SH	Saule et Herbacée
S_r	Degré de saturation (-)

V_t	Volume total (cm^3)
W	Teneur en eau
P	Masse volumique (Kg/m^3)
ρ_s	Masse volumique des particules solides (Kg/m^3)
Ψr	Succion résiduelle (cm)

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Problématique globale de l'exploitation minière

Dans le monde plusieurs pays tirent des revenus à partir de l'exploitation de leurs ressources minières. Anciennement exploitée de façon artisanale, l'industrie minière de nos jours utilise des procédés industriels dans l'exploration, l'exploitation et la transformation des minerais. Conséquemment de grandes quantités de rejets sont produites et stockées sous forme de haldes à stériles et de parcs à résidus miniers. Les résidus miniers sont des substances minérales produites par les opérations de traitement du minerai et qui sont rejetées sous forme de boues, d'eaux (sauf l'effluent final), de roches concassées finement broyées ou de scories. Les haldes constituent des empilements de roches ou de mort-terrain extraits pendant les opérations minières. Les opérations minières englobent les opérations d'extraction ou de traitement du minerai et les opérations de pyrométallurgie (MERN, 2017). Le Canada est l'un des pays où de grandes quantités de rejets liquides ou solides liés à l'industrie minière sont produites (Bussière et al., 2007). C'est un pays où il existe environ 7 milliards de tonnes de résidus miniers et 6 milliards de tonnes de roches stériles entreposées en surface. Au Québec 13000 ha de terres sont couverts par ces divers types de rejets (Aubertin et al., 2002).

L'entreposage de rejets peut engendrer des problèmes environnementaux notamment si les rejets sont générateurs de drainage minier acide (DMA). Des impacts environnementaux peuvent survenir dans les sites miniers abandonnés sans mesures de fermeture après leur exploitation (Aubertin et al., 2002). Les rejets miniers provenant de la mine peuvent engendrer la libération de contaminants dans l'environnement, par exemple les sulfates, l'ammoniac et les eaux de drainage minier acide (DMA) (Aubertin et al., 2002). Le drainage minier acide (DMA) est défini comme le résultat de la circulation (souterraine ou de surface) des eaux à travers certaines composantes d'un site minier qui, en contact avec l'oxygène de l'air, deviennent acides avec un pH inférieur à 5,5 (Aubertin et al., 2002).

L'exposition des roches ou de matériaux contenant des sulfures dans les haldes (stériles), les parcs à résidus (rejets de concentrateur), les mines à ciel ouvert (parois exposées), etc. favorise la formation du DMA (Lawrence & Scheske, 1997).

Comment le DMA est produit ? Aubertin et al., (2002) ont décrit les causes du phénomène comme étant l'oxydation des minéraux sulfureux contenant du fer, comme la pyrite et la pyrrhotite par l'oxygène de l'air en présence d'eau ou par les bactéries. Le résultat aboutit à la production d'acide sulfurique selon l'équation de la réaction globale suivante (dans le cas de l'oxydation de la pyrite).

$$FeS_2 + 15/4O_2 + 7/2H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 2H_2SO_4$$

Caractérisées par un pH acide, les eaux de drainage minier acide peuvent contenir des contaminants toxiques (Pb, Al, Zn, Co, Mn, Cu, Ni, As, etc.) pour la faune et la flore aquatique. Ainsi la gestion du drainage minier acide représente un défi pour l'industrie minière (Aubertin et al., 2002).

1.2. Contrôle du DMA grâce à des recouvrements

En restauration minière, plusieurs techniques ont été développées pour contrôler ou limiter le processus de production de drainage minier acide. Considérant la réaction globale d'oxydation de la pyrite, ci-dessus, l'objectif est d'isoler les rejets miniers contenant des sulfures du contact de l'oxygène de l'air et ou de l'eau. C'est dans ce cadre que les systèmes de recouvrement des zones d'entreposage des rejets miniers ont été développés. Un système de recouvrement minier consiste à isoler les rejets miniers des conditions atmosphériques extérieures grâce à des couches de matériaux naturels (sable, argile, silt, etc.) ou artificiels (avec géomembranes) ou des matériaux minéraux recyclés (par exemple des résidus miniers) afin d'éviter leur oxydation. Il existe aussi des recouvrements en eau qui permettent de contrôler l'arrivée d'oxygène jusqu'aux rejets miniers.

<u>Cas des barrières à l'oxygène et présentation des propriétés importantes pour assurer leur performance</u>

Au Canada, les systèmes de recouvrement avec des couches de matériaux de type barrière à l'oxygène ont été développés. Ce sont les couvertures à effet de barrières capillaire (CEBC) et les couvertures faites d'une monocouche de matériaux combinée à une nappe phréatique surélevée (CM-NPS) (Voir les détails plus loin). Ces méthodes se basent sur les propriétés hydrogéologiques des matériaux utilisés pour jouer le rôle de barrière à l'oxygène. Ces propriétés sont notamment la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) et la

courbe de rétention en eau. Plusieurs études ont été menées afin de caractériser ces propriétés dans les différents matériaux de recouvrement et d'évaluer la performance des systèmes de recouvrement. Dans tous les cas, l'objectif est de maintenir un degré de saturation dépassant 85% dans l'une des couches de recouvrement et/ou les rejets miniers réactifs.

Plus le degré de saturation d'un matériau est élevé, plus la valeur de coefficient de diffusion de l'oxygène dans ce matériau est faible (figure 1.1). Cette valeur est estimée à environ 2 x 10^{-9} m²/s avec un degré de saturation de 90% et elle contrôle l'effet de barrière à l'oxygène (Aachib et al., 2004; Mbonimpa et al., 2003)

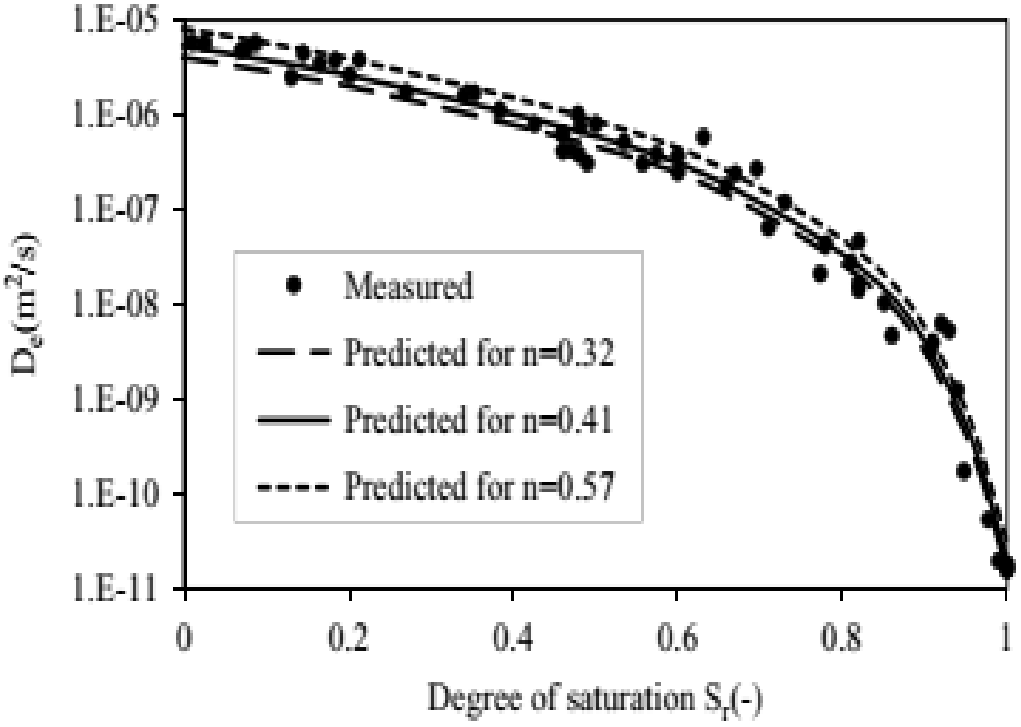

Figure 1.1 Effet du degré de saturation sur les valeurs mesurées du coefficient de diffusion de l'oxygène (m^2/s) (tiré de Mbonimpa et al., 2020)

1.3. Présence de végétation, colonisation racinaire et influence possible sur la performance du recouvrement

Les recouvrements installés sur les sites miniers restaurés sont soumis à l'occupation naturelle ou artificielle par la végétation. Cette végétation peut jouer le rôle de protection

contre l'érosion du sol, améliorer l'aspect esthétique du site restauré et contribuer aux services écosystémiques. Cependant, la porosité des matériaux pourrait être modifiée à cause de la colonisation racinaire par les plantes. Cette modification peut affecter la performance des recouvrements des sites miniers restaurés en modifiant les propriétés hydrogéologiques des matériaux utilisés. De même, le phénomène de transpiration des plantes peut influencer le bilan hydrique notamment diminuer le degré de saturation d'une CEBC ou d'une MC_NPS, créant ainsi un chemin pour l'oxygène vers les résidus miniers réactifs et engendrant, par suite de leur oxydation, la formation de DMA.

Dans cette recherche, l'impact de la colonisation racinaire sur les propriétés hydrogéologiques d'une CM_NPS sera étudié. Il y a encore peu d'études sur la colonisation racinaire des matériaux de recouvrement des rejets miniers, encore moins dans le cas des barrières à l'oxygène. Certaines recherches récentes portent sur des matériaux de recouvrement de type sol naturel comme le silt, au niveau des CEBC. La particularité de cette étude de maitrise, c'est qu'elle porte sur une monocouche faite de résidus miniers non générateurs d'acide (résidus de la mine de Goldex). Cette monocouche a été utilisée pour la restauration d'un site abandonné où des résidus miniers générateurs d'acide ont été entreposés (Manitou). Elle est colonisée par des espèces de graminées et de légumineuses ensemencées mais aussi plus récemment par des espèces ligneuses indigènes (saules) naturellement installées après la restauration du site. L'étude vise à évaluer l'effet de la colonisation racinaire de ces deux types de végétation (herbacées et saules) sur les propriétés hydrogéologiques de la couverture monocouche (CM de résidus Goldex) avec NPS.

1.4 Objectifs

L'objectif principal est d'évaluer l'effet de la colonisation racinaire sur la conductivité hydraulique saturée d'une CM-NPS constituée de résidus recyclés non réactifs, sous deux types de végétation : herbacées (H) et Saule (*Salix sp*.) avec herbacées (SH). Les objectifs spécifiques consistent à 1) Caractériser le profil des matériaux de recouvrement (résidus Goldex) en termes de colonisation racinaire et de propriétés géotechniques (granulométrie, porosité, densité relative des grains solides); 2) Comparer les caractéristiques morphologiques des racines et les propriétés hydrogéologiques sous deux types de

végétation ; 3) Relier les caractéristiques morphologiques des racines à la conductivité hydraulique saturée du matériau de recouvrement.

La mise en relation des propriétés hydrogéologiques des résidus Goldex et des traits racinaires sous les plantes herbacées et les saules pourrait permettre d'évaluer le risque que représente la colonisation racinaire sur la performance du recouvrement et de mieux intégrer l'effet possible de la végétation dans la conception de ce type de recouvrement. Enfin, la comparaison des deux types de végétation permettra de déterminer si l'évolution naturelle de la végétation via la succession végétale affectera différemment les propriétés hydrogéologiques.

1.5 Hypothèses de l'étude

En plus des objectifs définis, des hypothèses sont également formulées afin de mieux interpréter les résultats et les liens qui en résultent. Ces hypothèses au nombre de trois se présentent comme suit :

i) Il y a une différence de colonisation racinaire de la CM en termes de RLD, RVD, RMD, diamètre moyen, d'occurrence et de densité racinaire entre les zones herbacées avec saules et sans saule;

ii) On s'attend à une augmentation de ces paramètres dans les stations avec saules par rapport à celles composées uniquement d'herbacées et à une plus grande profondeur maximale d'enracinement dans les stations avec saules;

iii) La présence des racines influence les valeurs de k_{sat} mesurées sous les deux types de végétation, avec une augmentation significative au niveau des stations avec saule par rapport aux stations sans saule et témoin.

Les chapitres 2, 3, 4 et 5, du mémoire, qui suivent présentent respectivement une revue de la littérature pour documenter les connaissances disponibles sur la restauration des sites miniers, la restauration des sites minier en rapport avec la végétation; le matériel et méthodes utilisés pour atteindre les objectifs fixés; les résultats obtenus et leur description puis la discussion des résultats. Enfin, une section conclusion clôture la présente étude avec des recommandations qui débouchent sur d'autres besoins de recherche.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTERATURE

2.1 Restauration minière

La restauration des sites miniers est la solution préconisée par les sociétés minières, les chercheurs et les gouvernements pour le contrôle des effets environnementaux comme le DMA. La production de DMA par les rejets miniers réactifs entraine des impacts environnementaux. C'est pourquoi depuis la fin des années 1980, l'industrie minière a fait de cette problématique une préoccupation tant au Québec qu'au Canada. Des travaux de restauration des sites miniers ont été effectués au cours des années 1990, dont près de 700 hectares dans la catégorie des rejets acides (Aubertin et al., 2002)

2.2 Cadre règlementaire sur la restauration et organismes concernés au Québec

Au Québec, l'exploitation minière à ciel ouvert, tous les travaux souterrains, le traitement de minerais ou de résidus miniers, etc. sont parmi les activités assujetties à un plan de restauration. L'une des conditions pour l'obtention du bail minier est l'approbation du plan de restauration par le ministère des ressources naturelles et des forêts (MRNF, 2022) suivi de la délivrance, au requérant, d'un certificat d'autorisation par le MELCC. Sur la base de la loi sur les mines, dans son article 101, le plan de restauration doit être public. Il doit être inscrit au registre des droits miniers, aux fins d'information et de consultation publique en conformité avec les procédures d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement prévus dans la loi sur la qualité de l'environnement (LQE) (MERN, 2017). Le requérant doit tenir compte des travaux de restauration requis en cas de fermeture éventuelle, des besoins de suivis et d'entretien à long terme en respectant les objectifs généraux de la directive 019 (MELCC, 2012).

Objectifs de la restauration minière

Elle vise à remettre le site dans un état satisfaisant (MELCCFP, MRNF, 2022), ce qui implique :

- - Éliminer les risques inacceptables pour la santé et assurer la sécurité des personnes ; Limiter la production et la propagation des contaminants susceptibles de porter atteinte au milieu récepteur et, à long terme, viser à éliminer toute forme d'entretien et de suivi. Ainsi, la restauration des sites miniers générateurs des résidus sulfureux réactifs passe nécessairement par le contrôle de la production du DMA.
- Remettre le site dans un état visuellement acceptable ;
- Remettre le site des infrastructures (sauf pour les aires d'accumulation de résidus miniers et de stériles miniers) dans un état compatible avec l'usage futur.

2.3 Différentes méthodes de restauration minière au Québec

Dans le domaine de la restauration minière, les méthodes employées sont diverses et variées. Elles sont fonction des pays, des climats, des types d'exploitation, des résidus générés et de l'écosystème en place. Au Québec, à la suite des programmes de recherche dont celui de NEDEM/MEND, des méthodes de restauration ont été mises au point avec l'industrie minière. Ces méthodes visent à limiter les impacts liés aux activités minières sur l'environnement par la prévention ou la réduction du DMA (Aubertin et al., 2002).

Méthode de prévention

La prévention consiste à inhiber la réaction d'oxydation des sulfures à la source (Bussière et al., 2007). En effet, en se basant sur la réaction de formation d'acide par l'oxydation des sulfures (voir plus haut), les méthodes de prévention cherchent à empêcher cette réaction par l'élimination ou la réduction de l'oxygène, de l'eau, ou des sulfures.

Techniques de prévention du DMA

Les techniques visant à prévenir la production du DMA sont répertoriées dans le tableau de synthèse suivant :

Tableau 2.1 Récapitulatif des techniques de prévention du DMA (Inspiré d'Aubertin et al., 2002; Bussière & Guittonny, 2021)

Elément de prévention du DMA	Méthodes	Types
Elimination des sulfures	Désulfuration	Flottation, méthode gravimétrique
Exclusion de l'eau	Recouvrement évapotranspirant	Sol à capacité stockage-relargage
	Barrière imperméable	Sol à faible conductivité hydraulique Matériaux synthétiques peu perméables (géomembrane et géocomposites bentonitiques)
Exclusion de l'oxygène	Barrière à l'oxygène	Recouvrement en eau
		CEBC
		Usage de matériaux synthétiques (géomembranes)
		Recouvrement monocouche avec NPS

De ce tableau nous remarquons que les techniques varient selon le but visé par rapport à l'élément de prévention. Cependant Aubertin et al. (2002), préconisent, au besoin, la combinaison des méthodes ; car parfois se limiter à une seule méthode n'offre pas de garantie. En plus, ces méthodes sont plus efficaces avec les rejets non oxydés par rapport à ceux exposés aux conditions climatiques pendant une dizaine d'années ou plus. Pour ces derniers l'atteinte d'objectifs environnementaux visés devient difficile avec uniquement

les techniques de prévention puisque les réactions de génération de DMA ont pu commencer (Bussière et al., 2007).

Avant d'aborder en détails la technique de la monocouche avec nappe phréatique surélevée, qui fait l'objet de cette étude, une description sommaire de plusieurs techniques de type barrière à l'oxygène est abordée dans les sections suivantes :

2.3.1 Recouvrement en eau

Il consiste à éviter l'oxydation des rejets miniers par le maintien d'une couverture d'eau par-dessus les rejets. Le principe d'efficacité de la technique se base sur le faible coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau (~ 2×10^{-9} m²/s) qui est 10 000 fois plus faible que dans l'air. La technique tire aussi profit du fait que la concentration maximale de l'oxygène dissous dans l'eau (~ 8,6 mg/L) est beaucoup plus faible que celle disponible dans l'air (~ 280 mg/L), ce qui contribue à réduire le flux diffusif (Aubertin et al., 2002; Awoh, 2012; Awoh, Bussière & Mbonimpa, 2021).

La technique de recouvrement en eau peut se faire par déposition subaquatique des rejets non oxydés, par l'inondation (submersion, ennoiement) des rejets déjà déposés dans un parc à résidus ou le déplacement des rejets vers un bassin rempli d'eau (Catalan et al., 2000; Bussière et al., 2009; Awoh, 2012; Awoh, Bussière & Mbonimpa, 2020).

Elle s'applique surtout aux rejets de concentrateur entreposés dans les parcs à résidus miniers ceinturés de digues étanches, mais elle peut aussi être appliquée aux roches stériles dans des cas particuliers (notamment lorsque remis dans les fosses).

2.3.2 La couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC)

Le principe de fonctionnement d'une couverture avec effets de barrière capillaire est de maintenir un haut degré de saturation dans une des couches du recouvrement, la couche de rétention d'humidité, pour minimiser le flux d'oxygène car la diffusion de ce dernier à travers un sol saturé reste très faible (Demers & Pabst, 2021). C'est pourquoi il existe une certaine proportionnalité entre l'efficacité d'un recouvrement et si le degré de saturation augmente comme le démontrent Mbonimpa et al. (2021) (figure 1.1). Si le degré de saturation de la couche de rétention d'humidité augmente, la valeur du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène dans ses matériaux (De) diminue, ainsi que la diffusion

d'oxygène, et par conséquent le risque d'oxydation des rejets est limité voire évité. Par ailleurs, le flux d'oxygène disponible pour l'oxydation des sulfures est fonction non seulement du coefficient de diffusion effectif (De), mais également du gradient de concentration de l'oxygène (Aubertin et al., 2016; Bussière, 1999; Demers & Pabst, 2021).

Selon Aachib et al., (2004) qui étudie la relation entre ces deux facteurs (coefficient de diffusion et degré de saturation), pour que le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène dans un matériau soit identique à celui de l'eau stagnante à 25°C (environ $2x10^{-9}$ m^2/s), le matériau doit avoir un degré de saturation de 90% et plus. Relativisant le caractère stagnant de l'eau, le modèle préconise de considérer qu'un sol d'un degré de saturation de 85% est jugé avoir la même performance qu'un recouvrement en eau.

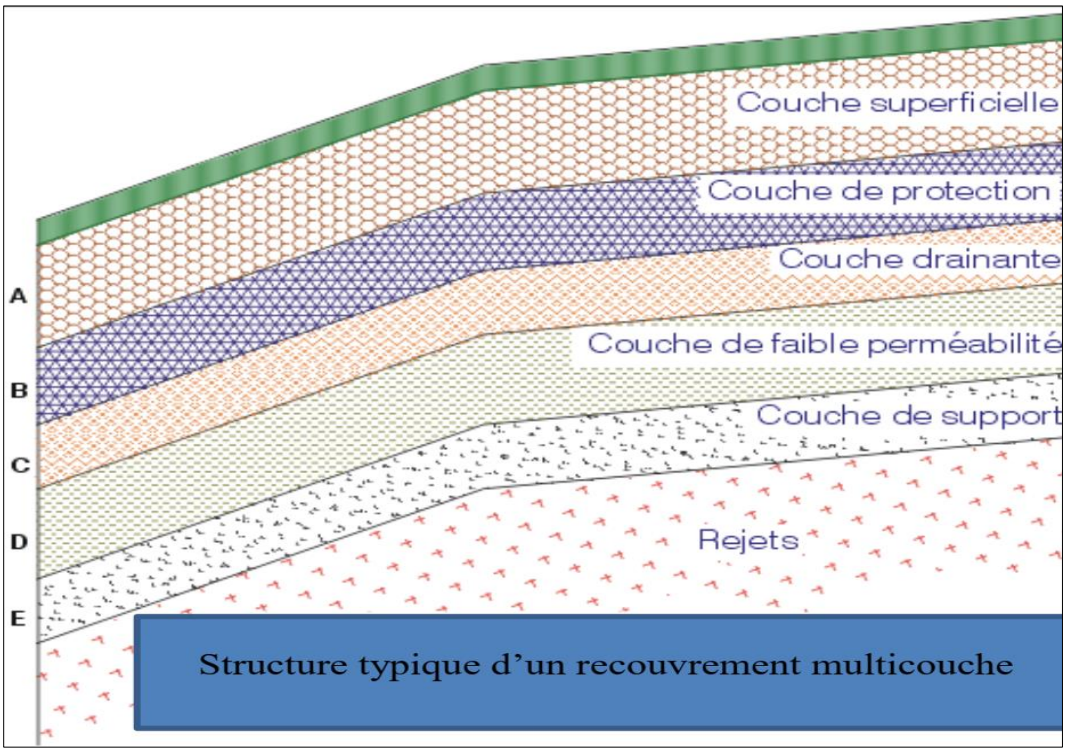

Figure 2.1 Configuration d'une couverture multicouche (Aubertin et al., 2015)

Dans la configuration des couches de la figure 2.1 ci-dessus, la couche D est celle qui joue le rôle de barrière à l'oxygène. En condition non saturée, on crée l'effet de barrière capillaire par superposition d'une couche à granulométrie fine et de deux couches de granulométrie plus grossière (Bussière et al., 2003; Demers & Pabst, 2021). Ainsi, l'effet de barrière capillaire peut se créer suite au contraste en termes de propriétés

hydrogéologiques entre la couche D et les couches E et C. Sous climat humide comme au Québec, les CEBC incluent une couche de bris capillaire au-dessus et au -dessous de la couche D, qui aident à conserver l'eau dans la couche de rétention d'humidité pour maintenir son degré de saturation élevé (Bussière, 1999).

Plusieurs études expérimentales ont été réalisées par rapport à la performance des CEBC selon le type de matériaux et leurs propriétés hydrogéologiques, les conditions climatiques, les facteurs physiques et biologiques (Bussière et al., 2009; Demers & et Pabst, 2021; Hotton et al., 2020; Kalonji Kabambi et al., 2017; Proteau et al., 2020). Il ressort de ces différentes études que :

- L'utilisation de matériaux comme du silt, du mélange sol-boues ou des résidus miniers désulfurés comme couche de rétention d'humidité de la CEBC est efficace. Cependant, en raison du risque de diminution de l'efficacité de la couverture dans le temps, les matériaux de haute plasticité comme l'argile doivent être évités dans les zones caractérisées par le phénomène de gel-dégel. Les résidus miniers désulfurés peuvent s'avérer utiles pour la consommation des faibles quantités de flux d'oxygène arrivant au niveau du recouvrement ;
- Les conditions extrêmes liées au changement climatique pourraient affecter la performance d'une CEBC ;
- Entre les propriétés hydrogéologiques des matériaux (k_{sat} par exemple) et les caractéristiques des racines de plantes colonisant une CEBC (RLD, RVD par exemple), il peut y avoir des corrélations linéaires positives entrainant une modification du degré de saturation de la couche de rétention d'humidité avec la colonisation racinaire ;
- Les mêmes racines des plantes interviennent dans la consommation de l'oxygène gazeux dans le sol.

2.4 Recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée (CM-NPS)

La méthode de la monocouche avec nappe phréatique surélevée est un autre système de recouvrement de type barrière à l'oxygène qui contrôle la formation du drainage minier acide (DMA) à l'instar des méthodes précédentes. Proposée pour la première fois par SENES (1996), elle tire son origine des limites de la méthode utilisant la couverture en eau

ou de celle de la couverture à effet de barrière capillaire (Pabst, 2021). Des limites qui sont respectivement liées à la stabilité physique et au coût jugé élevé pour leur construction. Considérée alors comme méthode alternative, la couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée a été validée à la suite de travaux de laboratoire par des modèles numériques et sur le terrain. Elle est basée sur la faible diffusion de l'oxygène dans l'eau et les matériaux saturés ou presque saturés (Demers et al., 2009; Ethier et al., 2018; Ouangrawa et al., 2009; Pabst et al., 2017; Pabst, 2021).

2.4.1 Conception et principes de fonctionnement de la méthode monocouche avec NPS.

Le but de cette méthode est de limiter la production du DMA par la limitation du flux d'oxygène vers les résidus sulfureux réactifs. C'est pourquoi cette technique est conçue afin de maintenir les résidus réactifs saturés sous la nappe phréatique ou proches de la saturation (Demers, Bussière et al., 2009; Ouangrawa et al., 2010; Pabst, 2021). La technique doit permettre le maintien à un niveau élevé de la nappe phréatique en toute saison afin d'avoir en permanence un degré de saturation élevé des résidus sulfureux réactifs (Aubertin et al., 2002; Pabst, 2011, 2021)

2.4.2 Critères de conception basés sur la pression d'entrée d'air (l'AEV)

La profondeur de la nappe est un élément déterminant car la performance de la technique en dépend. En effet, afin de mieux contrôler la production du DMA, le niveau de la nappe ne doit pas être trop bas par rapport aux résidus réactifs. C'est pourquoi on fait référence à la pression d'entrée d'air (AEV) pour fixer le niveau minimal de la nappe dans les résidus à respecter pour le maintien de leur saturation. Ainsi on recommande, pour des résidus non oxydés, une profondeur de nappe $\leq$ ½ AEV par rapport à la surface des résidus réactifs (Ouangrawa et al., 2006; Pabst, 2011, 2021) alors que pour des résidus oxydés, il est préconisé de remonter la nappe à la surface des résidus réactifs (Demers et al., 2009).

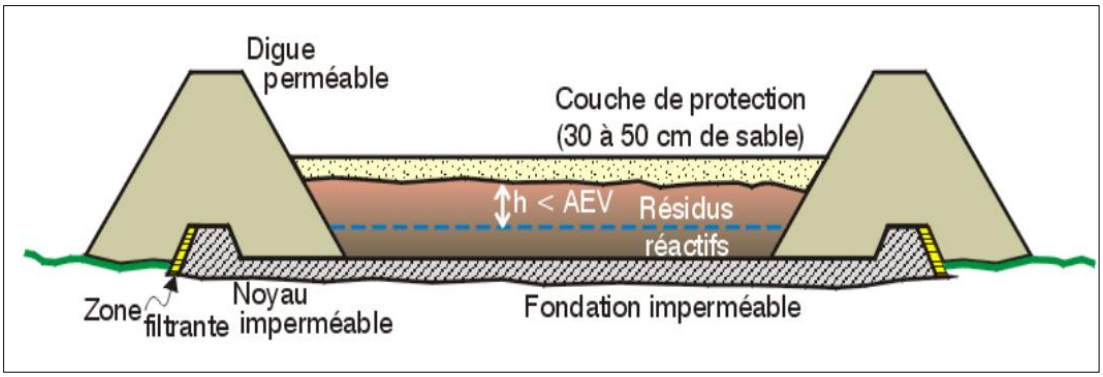

Figure 2.2: Modèle conceptuel d'une nappe phréatique surélevée dans les résidus réactifs pour réduire le drainage minier acide (adapté d'Aubertin et al., 1999).

- Types de couvertures monocouches et types de matériaux utilisés

En partant de l'objectif qui vise à maintenir les rejets dans un état de saturation ou proche de la saturation, le choix du type de couverture obéit à des critères qui permettent de favoriser à la fois l'infiltration de l'eau et la diminution de l'évaporation (Pabst, 2021). Dans ce cas on parle de couche de contrôle de l'infiltration et de l'évaporation. Pour réussir ce double rôle, on préconise une couche de couverture à matériaux grossiers comme le sable ou le gravier. Le sable est un substrat qui perd facilement l'eau par drainage mais qui ralentit le phénomène d'évaporation. Cette caractéristique entraine une faible conductivité hydraulique non saturée de la monocouche à matériaux sableux qui va se comporter comme une barrière à l'évaporation (Bussière et al., 2004; Pabst, 2021).

Par ailleurs, une couverture monocouche à matériaux fins peut aussi être utilisée comme couche de rétention d'eau (barrière à l'oxygène) avec pour objectif de maintenir son degré de saturation à un niveau élevé afin d'empêcher l'oxygène d'atteindre les rejets réactifs sous-jacents suite à une baisse du niveau de la nappe phréatique qui pourrait se produire (Pabst et al., 2017; Pabst, 2020). Des résidus miniers désulfurés non générateurs d'acide peuvent également être utilisés comme recouvrement monocouche car ils peuvent servir de barrière à la diffusion de l'oxygène et consommer une partie du flux d'oxygène qui tenterait d'atteindre les rejets à travers le recouvrement (Demers, 2008; Pabst, 2021).

Pour chaque type de matériau, il faut noter ses limites par rapport à son utilisation. Les matériaux grossiers (sables et graviers) se trouvent rarement à proximité des sites à

restaurer bien qu'ils constituent une barrière à l'évaporation et sont peu sujets à l'érosion. Par contre, les tills sont abondants et luttent contre l'évaporation mais avec une performance directement liée à la taille des grains. Quant à l'utilisation des résidus miniers désulfurés, elle pourrait entrainer une augmentation, au-delà des normes environnementales, en métaux et en sulfate suite à une concentration dans l'eau interstitielle (Bussière et al., 2004; Dobchuk et al., 2013; Pabst et al., 2018, 2020; Yanful et al., 1999). Une couche de matériaux fins n'empêche pas l'évaporation, comme c'est le cas avec les matériaux grossiers (Pabst, 2011).

L'augmentation de l'infiltration et la diminution de l'évaporation à travers une couche de couverture est une technique d'amélioration du bilan hydrique (figure 2.2) au niveau du système de couverture de type monocouche avec nappe phréatique surélevée (Pabst, 2011).

2.4.3 Gestion du bilan hydrique pour le système de recouvrement monocouche avec NPS

La gestion du bilan hydrique dans la conception (Figure 2.3) et la construction du système de MC-NPS permet de maintenir le niveau élevé de la nappe phréatique et de favoriser de façon permanente la saturation des rejets sous-jacents. Les techniques de gestion des eaux de précipitation qui sont source d'eau pour le système, visent à éviter le maximum de perte par évapotranspiration, ruissellement ou percolation tout en maximisant le gain par infiltration (Pabst, 2011).

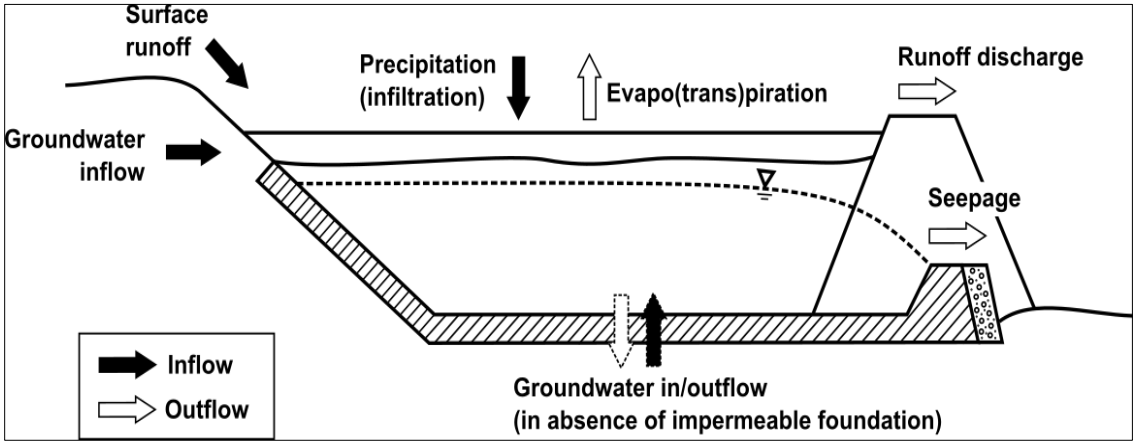

Figure 2.3: Bilan hydrique d'un bassin de décantation des résidus, restauré par la technique de NPS, avec une couverture monocouche (tiré de Pabst, 2021)

Le gain hydrique entre le flux d'entrée d'eau et celui de la sortie au sein du système de recouvrement suppose que la couverture monocouche puisse limiter l'évapotranspiration et augmenter l'infiltration et que la percolation et la fuite à travers les parois de l'ouvrage puissent être respectivement limitées par la fondation et les digues. Ainsi, les techniques utilisées pour optimiser le bilan hydrique du système consisteraient à réaliser une fondation imperméable sous les résidus réactifs, à construire des digues étanches en surface, à lutter contre les intrusions biologiques, et à protéger le bassin de rétention contre l'érosion (Dagenais et al., 2006). Toutes ces stratégies visent à éviter la désaturation des résidus réactifs sous la couverture, qui reste l'une des principales causes de disfonctionnement de la technique de CM-NPS (Demers et al., 2013; Pabst, 2011; Pabst et al., 2014).

Il est important de considérer l'épaisseur de la couche de couverture, qui est intimement liée à la nature et au rôle des matériaux, en vue de toujours maintenir les rejets dans un état de saturation. La désaturation de la monocouche peut être une conséquence de l'évaporation. Cette dernière par exemple peut affecter la couverture jusqu'à une profondeur d'1 mètre pour une couverture à matériaux fins (Pabst, 2021). L'épaisseur de la monocouche varie généralement entre 0,5 et 2 mètres ; sa valeur prend en compte la nature des matériaux et les conditions climatiques du milieu (Hotton et al., 2020; Pabst, 2021).

L'uniformité de la granulométrie des résidus, la topographie des lieux, la grandeur des bassins, le bilan hydrique local et les caractéristiques des ouvrages construits sont d'autres facteurs à prendre en compte pour le bon fonctionnement de cette technique (Aubertin et al., 2015).

2.4.4 Sites restaurés par le système de couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée

Dans le cadre de la restauration minière au Québec, le système de type couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée a été utilisé dans plusieurs parcs à résidus miniers pour contrôler la production du DMA. Le tableau 2.2 donne le récapitulatif des sites restaurés avec le système de MC-NPS dans la province de Québec et en Ontario et le tableau 2.3 une synthèse des études réalisées sur la technique de couverture monocouche.

Tableau 2.2 Récapitulatif des sites restaurés au Québec et en Ontario par le système monocouche avec nappe phréatique surélevée

Site	**Type de matériaux de couverture**	**Localisation-site**	**Source**
Manitou	Résidus miniers de Goldex (désulfurés non générateurs d'acide)	Est de la ville de Val d'Or	Ethier (2018)
Doyon-Westwood (En projet de restauration)	Résidus désulfurés	Est de Rouyn Noranda	(Lieber, 2019) (Rey, 2019) (Demers, 2008)
Aldermac (Site Nord)	Sable et gravier	Ouest de Rouyn Noranda	(Pabst, 2021)
Detour lake	Résidus désulfurés	Nord Est de Timmins (Ontario)	

Tableau 2.3 Études en conditions contrôlées (Colonnes) ou in situ sur le système de recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée

Étude	Paramètres/Facteurs d'étude	Résultat/ Conclusion	Références / Chercheurs
Performance des résidus désulfurés utilisés comme MC-NPS En colonnes au laboratoire	Épaisseur du recouvrement ; Teneur en sulfure résiduel ; Position de la Nappe phréatique ; Diffusion de l'oxygène ; Qualité de l'effluent	L'augmentation de l'épaisseur de la couche n'a pas eu d'impact significatif sur le flux d'oxygène; -Production de DMA contrôlée ; Réduction de lixiviation du zinc (87%) et du cuivre (98%) ; -Réduction de la migration d'oxygène vers les résidus	(Demers, Bussiere et al., 2009)
Performance de la technique MC-NPS à limiter la production des contaminants In situ (Résidus Oxydés Manitou	Niveau phréatique minimum ; Flux maximum d'oxygène atteignant les résidus réactifs Teneur en eau volumique, succion, concentration de gaz, consommation d'oxygène	En dehors de la période d'été, le critère de performance en lien avec le niveau phréatique était atteint ; -Moyenne annuelle des flux d'oxygène inférieure aux valeurs cibles maximales ; -	(Ethier, Bussière, Aubertin et al., 2018)

Tableau 2.3 : Études en conditions contrôlées (Colonnes) ou in situ sur le système de recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée

Étude	Paramètres/Facteurs d'étude	Résultat/ Conclusion	Références / Chercheurs
Modélisation numérique pour évaluer la technique MC_NPS (Résidus oxydés Manitou)	Degré de saturation ; Conductivité hydraulique ; Porosité ; Distribution granulométrique ; Climat normal, l'été avec période de sècheresse	Objectifs de qualité de la technique moins atteints pendant l'été de même que pour les simulations de changement climatique avec période de sècheresse.	(Ethier, Bussière, Broda et al., 2018)
Performance à long terme de la technique MC-NPS face au changement climatique Terrain et laboratoire (modélisation numérique) Résidus oxydés (Doyon) Résidus Westwood) (monocouche).	Données météorologiques ; Paramètres hydrogéologiques de la couverture et des rejets ; Niveau initial de la nappe phréatique	Aucune influence significative entre différents scénarios climatiques dans cette étude, le paramètre critique était le niveau de la nappe phréatique ; -L'interface recouvrement-rejets réactifs est maintenue saturée pour la période 2020-2100 par endroits du site ; -Maintien efficace de la méthode pour limiter la migration de l'oxygène dans les rejets réactifs ; -L'augmentation de l'épaisseur de la couverture (1 à 2.1 m) a augmenté le Sr (> 85%) ; - L'efficacité de la méthode est influencée par les propriétés du matériau de recouvrement Westwood.	(Lieber, 2019)

Tableau 2.3 : Études en conditions contrôlées (Colonnes) ou in situ sur le système de recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée (suite)

Étude	Paramètres/Facteurs d'étude	Résultat/ Conclusion	Références / Chercheurs
Évaluation expérimentale et numérique des couvertures monocouche Couverture monocouche placées sur des résidus générateurs d'acide	Paramètres observés dans des résidus partiellement oxydés : Teneur en eau volumique, Succion et concentration d'oxygène. Facteurs testés : Profondeur de la nappe, conditions climatiques et épaisseur de la couche de couverture	Le comportement d'une couverture MC-NPS sur des résidus réactifs dépend des facteurs tels que les propriétés hydrogéologiques des matériaux et le niveau de la nappe phréatique ; -Désaturation des matériaux de la couverture si la nappe phréatique est à une profondeur supérieure à 2 m sous l'interface résidus-couverture ; -Les couvertures monocouches de faible épaisseur ne peuvent pas empêcher la rentrée de l'oxygène sauf dans les cas d'une nappe phréatique suffisamment haute; -Combinaison du drainage et de l'évaporation a entrainé la désaturation de la couverture et des résidus réactifs; L'augmentation de l'épaisseur de la couverture entraine seulement des effets limités quant au contrôle de la désaturation des matériaux	(Pabst et al., 2014)

Tableau 2.3 : Études en conditions contrôlées (Colonnes) ou in situ sur le système de recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée (suite)

Étude	Paramètres/Facteurs d'étude	Résultat/ Conclusion	Références / Chercheurs
Évaluation de la performance de remise en état Modélisation numérique	Propriétés physiques des matériaux de couverture ; Niveau de la nappe ; Diffusion de l'oxygène	Manque d'effet de bris capillaire entre les résidus désulfurés (plus grossiers) et les rejets réactifs sous-jacents ; Couverture sujette à la désaturation pour une nappe profonde ; Diffusion de l'oxygène contrôlée pour une nappe située à – 1 m sous la surface des résidus réactifs.	(Pabst et al., 2017a)

Avant d'aborder les limites et les facteurs d'influence de la performance des techniques de restauration des deux systèmes de recouvrement CEBC et MC-NPS, nous allons décrire dans les sections suivantes la restauration en rapport avec la végétation (importance de la végétation en restauration minière, influence de la végétation sur le bilan hydrique, etc.). Un état des lieux en termes de recherche sur les effets des racines sur les recouvrements en général et sur les recouvrements miniers en particulier sera également abordé.

2.5 Restauration minière et végétation

Dans la restauration minière la végétalisation occupe une place importante. Au Québec, Canada, la végétalisation après la remise en état obéit à un cadre réglementaire et concerne tous les terrains affectés par les activités minières à savoir : les sites abritant les bâtiments, les aires d'accumulation de résidus miniers et des stériles miniers, etc. La végétalisation a pour but de contrôler l'érosion et de permettre l'harmonie entre le site et son environnement immédiat visuellement acceptable. On vise l'atteinte d'un état satisfaisant après l'installation de la végétation. En effet, dans sa dynamique de développement et de croissance, la végétation doit assurer son maintien en remplissant les critères suivants : elle doit être robuste, viable et exempte de tout entretien à long terme. Le choix de plantes herbacées ou arbustives, indigènes est recommandé. Notamment, l'introduction et la

propagation des espèces exotiques envahissantes sont à éviter par l'adoption des bonnes pratiques de végétalisation vis-à-vis des sols et du choix des espèces (MRNF, 2022).

Il est nécessaire de définir les objectifs ainsi que les critères de succès de la revégétalisation dans le plan de la végétalisation des sites miniers (Cooke & Johnson, 2002). L'objectif de la végétalisation implique de considérer le cadre réglementaire, le plan de restauration, les préoccupations des communautés vis-à-vis de l'utilisation future des terres, et la compensation des pertes des services écologiques (Guittonny, 2020).

2.5.1 Importance de la végétalisation dans la restauration minière

La restauration minière fait usage des techniques d'ingénierie visant l'atteinte d'un état satisfaisant par le contrôle des contaminants et du drainage minier acide.

Dans le but d'atteindre cet état satisfaisant, la remise en état de l'écosystème du site restauré intervient également avec un objectif de restauration écologique (remise en état de l'écosystème original), de réhabilitation (vers l'établissement de l'écosystème d'origine) ou de remplacement visant la création d'un écosystème alternatif (Cooke & Johnson, 2002)

L'installation d'une couverture végétale peut viser à lutter contre l'érosion, augmenter l'évapotranspiration (système stockage relargage), assurer la reconstitution de la biodiversité et la restauration paysagère des sites dégradés, produire du bois, attirer la faune, etc. Il existe également d'autres services liés à la revégétalisation des sites miniers : l'absorption du CO_2 à partir de la biomasse des plantes contribuant ainsi à la lutte contre les changements climatiques ou la phytoextraction des contaminants du sol par les racines des plantes (Guittonny, 2020). Du point de vue du bilan hydrique, la végétation peut également favoriser l'infiltration des eaux de précipitation (Ng & Zhan 2007 ; Nguyen et al., 2020).

2.5.2 Colonisation végétale sur les sites miniers

A l'instar de ce qui se produit après retrait d'un glacier, on peut assister sur un site minier restauré à une succession primaire végétale (Reiners et al., 1971). L'établissement des plantes est tributaire d'un certain nombre de facteurs, en particulier la qualité du substrat (texture, structure, pH, densité), la limitation en nutriments du sol, la présence de matière organique, l'accès à l'eau du sol, etc. Ces facteurs filtrent l'établissement des plantes sur un site minier restauré (Guittonny, 2021). Par ailleurs on peut noter sur les sites miniers nouvellement restaurés, d'autres facteurs limitant

l'établissement de la végétation, comme l'indisponibilité des graines et des agents (insectes) de dissémination des semences ou des agents biologiques à effet positif (bactéries symbiotiques et les champignons). Il y a également le facteur de tolérance de certaines espèces face aux différents stress dans le milieu comme la sècheresse ou bien la capacité de croissance rapide, le cycle de vie court, la taille, la facilité de dissémination des graines, etc., qui sont des éléments façonnant la capacité d'établissement des plantes (Bradshaw, 2000). Les plantes qui seront susceptibles de surmonter les contraintes (filtres) pourront s'installer et croitre avec succès (Chapin et al., 1994; Keddy, 1992; Young et al., 2013).

Dans le processus de la succession végétale, l'atteinte d'un état stable passe par une succession d'étapes marquée par une augmentation progressive des ressources (par exemple, matière organique, et stockage de l'azote dans le sol) dans le temps (Chapin et al., 2011). La succession végétale correspond aux changements successifs de communautés de plantes dans le temps et l'espace sur un site après une perturbation (Clements, 1916 ; Guittonny, 2021). Dans les régions forestières, il est attendu que l'état stable final soit une végétation forestière. Au site de Manitou, dans son parc 2, l'établissement des plantes arborées dont le *Salix sp* fait suite à une végétalisation du parc par des plantes herbacées agronomiques après sa restauration en 2009. Ces deux types de végétation sont actuellement présentes sur la monocouche avec la nappe phréatique surélevée. Les plantes herbacées ensemencées incluaient des légumineuses (Fabaceae), qui sont capables de fixer l'azote de l'air, et par conséquent peuvent favoriser l'établissement et la croissance d'autres espèces. La présence du saule sur le site pourrait être liée à la proximité du site de la forêt, la facilité du transport et de la dissémination des graines de saule par le vent, et sa tolérance face au milieu saturé en eau comme la monocouche combinée avec la nappe phréatique surélevée. Par ailleurs, à l'instar des espèces arborées qui peuvent avoir un enracinement profond et grossier par rapport aux plantes herbacées, en raison de leur grande taille (Shenk et Jackson, 2002 ; Freschet et al., 2017), le saule possède un système racinaire pouvant aller jusqu'à 2 m de profondeur (Karizumi, 1979 ; Zanetti et al., 2013). D'où le risque de cette espèce à créer des macropores dans la couverture monocouche.

2.5.3 Effet de la végétation sur le bilan hydrique

Basé sur la loi de conservation de la masse, le bilan hydrique traduit les variations de stockage en eau d'un système, c'est-à-dire la différence entre les entrées (précipitations) et les sorties d'eau (Hillel, 2004).

La végétation est un des facteurs qui affecte le bilan hydrique du sol (Guittonny, 2021) par :

- Une diminution des entrées (interception des eaux de pluie par les feuilles) ;
- Une diminution du stockage par suite du pompage racinaire ;
- Une diminution du ruissellement par suite d'une augmentation de la rugosité du sol ;
- Une modification de l'infiltration et de la percolation par la création des biopores et une occupation des pores par les racines ;
- Un changement de l'évapotranspiration selon le ratio transpiration/évaporation.

Il ressort d'une étude expérimentale (Chevé et al., 2018) sur site minier en région boréale que l'évapotranspiration a été la principale composante du bilan hydrique et représente entre 58% et 87% des précipitations cumulées. Dans cette étude la plantation de saule a permis d'augmenter de 8 mm/ 6 h le taux d'évapotranspiration pendant et un peu après les pluies. C'est pourquoi les auteurs suggèrent de considérer la végétation présente sur les couches de sol dans la conception technique des ouvrages de recouvrement minier qu'il s'agisse d'un recouvrement de type barrière à l'oxygène ou barrière à l'infiltration d'eau.

2.5.4 Effet de la végétation sur le recouvrement de type stockage - relargage (évapotranspirant)

La végétation a un effet positif attendu à court terme sur la performance de ce type de recouvrement. Elle favorise l'évapotranspiration en diminuant le stockage, donc la percolation. D'où son rôle dans le système de recouvrement de type stockage-relargage et qui a déjà fait l'objet d'études (Bussière & Guittonny, 2021).

Pour le contrôle du DMA avec les recouvrements de type stockage-relargage, la végétation participe à la limitation de la percolation de l'eau vers les rejets réactifs, par le phénomène de la transpiration, à partir de la surface foliaire. Adapté aux zones à climat aride, le fonctionnement du système de recouvrement stockage-relargage est basé sur les propriétés hydrogéologiques non

saturées de la couche à granulométrie fine. Cette couche, assurant le stockage maximal des eaux de précipitation, est généralement placée au-dessus d'une couche de bris capillaire à granulométrie grossière (Albright et al., 2004; Benson et al., 2001).

Certes, l'effet des plantes reste positif à court terme grâce au phénomène de la transpiration. Cependant, l'effet des plantes peut évoluer et devenir négatif à long terme. Les plantes peuvent en effet, à partir de leur système racinaire, modifier les propriétés des matériaux de recouvrement comme détaillé dans les sections suivantes.

2.5.5 Effet des racines sur la structure du sol

La structure du sol est le mode d'agencement des particules et des vides qui existent à un moment donné (Kay & VandenBygaart, 2002). La stabilité du sol démontre sa capacité à maintenir cette cohésion après des modifications dues à des contraintes. La structure est la base du fonctionnement du sol par rapport au contrôle des flux et du stockage de gaz, de l'eau et des nutriments requis pour les êtres vivants. Les propriétés inhérentes du sol comme la teneur en argile, les facteurs climatiques et l'activité humaine et biologique (travail du sol, racines des plantes, microflore et faune) sont des facteurs qui régissent la forme de la structure du sol. A différents niveaux, la végétation affecte la structure du sol avec des mécanismes comme la pénétration des racines, le pompage de l'eau etc. Cette structure évolue donc dans le temps en fonction de l'évolution de ces différents facteurs (Angers & Caron, 1998).

La forme et l'organisation des pores sont liées à la disposition des particules. Les pores sont caractérisés par leur taille et leur nombre, qui conditionnent la capacité de stockage de l'eau. La formation des macropores (>30µm) continus, suite à la pénétration des racines, constitue dans la formation structurelle du sol, l'un des changements importants induits par les plantes. L'aération, la circulation de l'eau dans le sol et la diminution de la résistance à la croissance de racines sont facilités par les macropores crées, d'où l'impact des plantes à travers leur système racinaire sur les propriétés et le fonctionnement du sol (Angers & Caron, 1998). La végétation est l'un des facteurs déterminant dans la formation de la porosité à partir du système racinaire des plantes. Les racines des plantes participent à la modification structurale et hydrogéologique du sol (Bengough, 2012).

Les racines des plantes influencent les propriétés hydrogéologiques des sols de manière variées. Suite à leur croissance, les racines peuvent par exemple fermer des pores préexistants ou réduire

des pores plus grands en des plus petits (Scanlan, 2009). La mort et la décomposition des racines, peuvent également entrainer l'apparition de biopores et de micropores (Cresswell & Kirkegaard, 1995; Mitchell et al., 1995; Wuest, 2001; Horn & Smucker, 2005; Ghestem et al., 2011; Zanetti et al., 2013). Selon Ni et al., (2018), une plus grande résistance au cisaillement sur pente végétalisée est dû à la présence des racines qui maintient une succion par rapport à un terrain nu. Cependant, ils affirment que la stabilité d'une pente végétalisée pourrait être affectée par l'augmentation de la conductivité hydraulique liée à la présence de racines mortes ou en décomposition jusqu'à une profondeur de 1 à 2 m, en raison de la capacité réduite de la pente végétalisée à préserver la succion. En l'absence de précipitation, une augmentation de la succion sur un sol grossier avec plantes herbacées par rapport à un sol nu a été observée . Cependant après précipitation, une décroissance de la succion matricielle a été observée sur la parcelle herbacée par rapport à celle nue sans végétation (Ng & Zhan 2007 ; Nguyen et al., 2020).

Par rapport à la stabilisation de la structure du sol par les racines des plantes, la relation racine - pore est un élément à considérer. Des racines de morphologie différente entrainent une réorganisation différente de pores (Bodner et al., 2014). Ces auteurs, suite à une étude expérimentale des effets des systèmes racinaires grossiers et fins sur les paramètres macroscopiques des pores à l'échelle de la rhizosphère, ont abouti aux conclusions suivantes :

- Selon l'analyse du système racinaire des plantes utilisées, deux types d'enracinement dominants ont été observées à savoir l'enracinement grossier et l'enracinement fin avec des effets racinaires significatifs sur les pores du sol d'expérimentation.

- Les racines ont influencé les propriétés physiques du sol. Elles ont participé à la stabilisation du sol contre la perte de pores liée à leur pénétration (une stabilisation obtenue avec des densités d'enracinement supérieures à 0,5% de l'espace poreux), à la formation des macropores lors de la pénétration des racines grossières, et à l'augmentation de l'hétérogénéité de l'espace poreux par une croissance des racines fines. Les plantes herbacées annuelles étaient principalement caractérisées par leur fourniture importante de racines fines. Les racines fines créent une réorganisation de la distribution des pores pour former des pores plus petits. Elles utilisent l'espace poreux existant pour pénétrer le sol mais créent des volumes de macropores relativement faibles ;

- Un déplacement et une réorientation importants des particules du sol lié à la pénétration des racines. La dynamique des pores est fonction des systèmes racinaires. Les systèmes racinaires grossiers ont augmenté la macroporosité (>37,5µm) de 30%.

Les racines jouent également un rôle de stabilisation des pentes. Elles peuvent par exemple soit augmenter soit diminuer le potentiel de glissements de terrain peu profonds lors des tempêtes. La dissipation de la pression de l'eau dans le sol est favorisée par les éléments vivants ou morts des systèmes racinaires. Par leurs propriétés, les racines favorisent la création de macropores sous forme de canaux spécifiques à leur forme (Ghestem et al., 2011). Les racines, via ces macropores, peuvent influencer l'écoulement souterrain. Les canaux racinaires issus des racines mortes ou en décomposition, les canaux résultant des racines décomposées nouvellement occupées par des racines vivantes et les canaux formés autour des racines vivantes servent tous à l'écoulement préférentiel de l'eau (Ghestem et al., 2011).

2.5.6 Effets des racines dans les recouvrements miniers

Il y a peu d'études qui traitent les effets des racines sur les recouvrements miniers. Pourtant, ces effets sont présents et parfois visibles dans des sites qui ont fait l'objet d'investigation comme nous le verrons dans cette section.

Le couvert végétal établi sur les systèmes de recouvrement et évoluant vers le rétablissement d'un écosystème naturel stable peut modifier les propriétés des sols et compromettre à la longue la performance des systèmes de recouvrement. Des tests de conductivité hydraulique réalisés in situ sur des recouvrements miniers de type stockage-relargage, durant 18 ans après leur construction, ont été menés au Nord de l'Australie (Taylor et al., 2003). Durant les 9 premières années les recouvrements ont connu un bon fonctionnement avec des taux de percolation inférieurs à 5% des précipitations (seuil de performance fixé). Cependant, cette performance fut compromise après cette période avec une augmentation des taux de percolation, qui représentaient de 8 à 10% de la pluviométrie annuelle. Les systèmes de recouvrement ne jouaient plus leur rôle de barrière à l'eau. Par ailleurs, les tests ont montré une augmentation de k_{sat} d'un à trois ordres de grandeurs. Parmi les causes sous-jacentes il y avait le développement des racines dans toutes les couches, les galeries des termites et des fourmis (DeJong et al., 2015).

Également, dans leur programme de couverture alternative, Benson et al.(2007) soulignent que l'Agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA) a lancé des investigations afin de mieux saisir le comportement hydrogéologique des recouvrements tels que : des couvertures comportant une couche d'argile compactée ou une géomembrane à faible perméabilité, ou des couvertures alternatives basées sur le principe de stockage-relargage. Le principal objectif était de mesurer et comparer le taux de percolation de l'eau dans des sites répartis en fonction des zones climatiques des USA. Les résultats trouvés étaient différents des propriétés initiales à la construction avec une augmentation de k_{sat} au fil du temps. La plupart des sites ont vu les valeurs de k_{sat} des sols initialement à 10^{-7} cm/s augmenter à des valeurs comprises entre 10^{-5} à 10^{-4} cm/s. Indépendamment de la structure des recouvrements, les valeurs de k_{sat} trouvées étaient comprises entre 10^{-5} et 10^{-3} cm/s. Par ailleurs, sur les 30 cm en surface, un développement de pores plus larges a été noté avec pour effet une augmentation de la teneur en eau volumique à saturation (DeJong et al., 2015).

Une étude à grande échelle en Californie a montré la capacité des racines des plantes à pénétrer un système d'ingénierie tel qu'une digue et à modifier sa stabilité physique. Il existe aussi des effets positifs pour les pentes, dont la stabilité physique peut être assurée aussi grâce aux systèmes racinaires de la végétation empêchant le développement des glissements de terrain à faible profondeur (DeJong et al., 2015).

Les recouvrements utilisés dans le cadre de la restauration des sites miniers en vue de contrôler le DMA peuvent être colonisés par diverses espèces de plantes. L'établissement des plantes peut se faire de façon naturelle (succession) ou par voie artificielle, qui consiste à semer des graines ou à planter des jeunes plants (Tordoff et al., 2000). Dans l'un ou l'autre des cas, suite à un développement de la végétation, on assiste à un développement racinaire des plantes.

Par ailleurs, on assiste à une création de biopores par les racines, qui affecteraient la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}). Les biopores peuvent entrainer une augmentation de la valeur de la k_{sat} de jusqu'à 10^{-3} (Albright et al., 2006; DeJong et al., 2015). Cependant sur un sol grossier Nguyen et al. (2020) ont remarqué une diminution du coefficient de perméabilité (k_s) avec l'âge des plantes herbacées d'une parcelle. Ceci à cause de l'obstruction des pores par les racines liée à une augmentation du volume des racines avec l'âge des plantes. Sur du limon à faible plasticité, Jotisankasa et Sirirattanachat (2017) ont trouvé que les racines semblent réduire la k_{sat} et augmenter

la pression d'entrée d'air (AEV) pour une masse racinaire ≥ 6,5 kg/m^3. Ensuite, ils ont trouvé que l'influence des racines sur la perméabilité est moins importante pour des valeurs d'AEV supérieures à 30 kPa. Dans l'ensemble, il ressort que les impacts des racines sur les propriétés des matériaux et la performance des systèmes de recouvrement sont inévitables avec le temps. Par conséquent, ils doivent être intégrés dans la conception des systèmes d'ingénierie (DeJong et al., 2015; Bussière et Guittonny 2021). Des changements importants peuvent s'opérer au niveau des propriétés du sol sous l'effet des êtres vivants comme le démontre les cas de figure étudiés sur les recouvrements miniers de type barrière à l'infiltration de l'eau traités dans la section précédente. Qu'en est-il des effets des racines à long terme sur les couvertures de type barrière à l'oxygène ?

2.6 Performance des recouvrements miniers de type barrière à l'oxygène

Le contrôle du DMA suite à l'exploitation minière dans la province de Québec et de celle d'Ontario, Canada, est régi par des systèmes de recouvrement spécifiques aux conditions climatiques des zones humides. Parmi ces systèmes, certains jouent le rôle de barrière à l'oxygène. L'oxygène étant l'un des éléments requis pour la production du DMA. Les performances de ces systèmes se mesurent par leur capacité à limiter la diffusion de l'oxygène pour empêcher ou contrôler le DMA. Les paramètres retenus comme indicateurs de performance des recouvrements de type CEBC et de MC-NPS, portent sur les propriétés hydro géotechniques des matériaux de la couche de rétention d'humidité (CRH) pour la CEBC et ceux de la monocouche combinée à une nappe phréatique surélevée (MC-NPS). En plus de ces indicateurs de performance, il y a d'autres paramètres connexes et des facteurs d'influence. Ce sont par exemple (tableau 2.4) le degré de saturation (Sr) de la couche de rétention d'humidité (CRH), la teneur en eau volumique (TEV), la pression d'entrée d'air (AEV), la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) etc.

Tableau 2.4 Paramètres de performance des systèmes de recouvrement CEBC

Type de recouvrement	Paramètres de performance	Valeur cible	Niveau	Paramètres connexes	Facteurs d'influence	Auteurs
CEBC	S_r	85-100%	CRH	Porosité Succion, TEV Granulométrie AEV k_{sat} <10^{-5}cm/s	Racines Conditions climatiques Position de la nappe phréatique	(Bussière et Guittonny 2020 ; Bussière et al., 2007 ; Aubertin et al.,1998) (Elberling et al., 1994)
	Flux d'O_2	<50 g d'O_2/m^2/an		D_e, K_r	Racines, organismes du sol	(Bussière et al., 2009 ; Dagenais, 2005)

Le développement des racines et la dessication ou l'altération liée à des processus comme le mouillage et séchage peuvent entrainer une dégradation relativement rapide des propriétés des barrières en sol. Ce phénomène pourrait entrainer des taux de drainage plus élevés que ceux prévus au moment de la conception (Albright et al., 2006). La végétation peut affecter l'hydrogéologie du sol par l'évapotranspiration mais également par des changements de la courbe de rétention en eau du sol. La conductivité hydraulique, même à des profondeurs supérieures à 1 m, peut aussi être affectée par les racines des plantes (Ng et al., 2016; Ni et al., 2018).

Tableau 2.5 Paramètres de performance des systèmes de recouvrement CM-NPS

Type de couverture	**Paramètre**	**Valeur cible**	**Niveau**	**Paramètres connexes**	**Facteurs d'influence**	**Auteurs**
MC-NPS (avec monocouche de granulométrie fine)	S_r	85-100%	Rejets réactifs Monocouche	Porosité TEV, Succion Granulométrie k_{sat}, AEV (1 à 5 m)	Racines Climat Saturation de la monocouche	(Bussière et al., 2007; Demers et al., 2013; Ethier, 2018; Ouangrawa, et al., 2009; Pabst, 2011)
	D_e	$D_e \leq 10^{-9}$ m^2/s	Rejets réactifs Monocouche			
	Profondeur de la nappe	≤ ½ AEV ou à l'interface des résidus réactifs	Rejets réactifs			

L'effet de la colonisation racinaire sur la performance des recouvrements miniers de type barrière à l'oxygène n'a pas fait l'objet de beaucoup d'études. Quelques études sur le sujet sont faites en Amérique du Nord dans la province du Québec et portent sur les CEBCs (Guittonny et al., 2018; Proteau et al., 2020; Smirnova et al., 2011; Trépanier, 2005). Ces études s'inscrivent dans le cadre de suivi de performance de ces systèmes de recouvrement sur le long terme. Guittonny et al. (2018) et Proteau et al. (2020, 2021) mettent en relation les paramètres racinaires et les propriétés hydrogéotechniques des matériaux de recouvrement.

Les racines des plantes, par leur développement en profondeur, peuvent impacter négativement la couche de rétention d'humidité (CRH) d'une CEBC en pompant l'eau du sol et en diminuant son degré de saturation (Proteau et al., 2020, 2021). Les plantes apportent également de la matière organique sur les recouvrements miniers. En contact avec la couche de rétention d'humidité, cette matière organique pourrait favoriser l'augmentation de la macroporosité du sol (Guittonny-Larchevêque et al., 2013 ; 2016) et par conséquent une diminution de la teneur en eau volumique et du degré de saturation de la CRH. Le tableau 2.6 montre une synthèse de quelques études

réalisées par rapport à la colonisation racinaire et aux effets des racines sur les propriétés hydrogéologiques des matériaux miniers et de recouvrement. Les paramètres racinaires considérés sont : la densité de la longueur des racines par unité de volume de matériau (RLD en cm/cm^3), la biomasse racinaire par unité de volume de matériau (g/cm^3), la densité du volume des racines par unité de volume de matériau (RVD, en cm^3/cm^3), le diamètre racinaire et la profondeur racinaire maximale (Guittonny-Larchevêque et al., 2016).

Tableau 2.6 Synthèse d'études sur les effets des racines vs performance des recouvrements

Site	**Type de recouvrement**	**Paramètres racinaires évalués**	**Paramètres hydrogéotechniques évalués**	**Résultats/Conclusion**	**Auteurs**
Lorraine	CEBC CRH (en Silt)	RLD	S_r (Silt)	-Les racines des plantes ont été capables de coloniser le silt de la CRH ; - Une corrélation linéaire négative entre RLD et S_r ($r = 0,71$, $p = 0,001$) dans les 10 premiers cm de la CRH -La colonisation racinaire diminue progressivement avec la profondeur d'échantillonnage.	(Guittonny et al., 2018)
Canadian Malartic	Résidus miniers simples non couverts	Biomasse racinaire	Macroporosité des résidus (pores de diamètre > 30µm)	- Corrélation linéaire et positive entre biomasse des racines et macroporosité des résidus ($r = 0,46$, $p = 0,099$) ; - Les grosses racines ont influencé la macroporosité des résidus - Augmentation de la macroporosité via diamètre racinaire plus grande que via une augmentation de la longueur racinaire ;	

Tableau 2.6 : Synthèse d'études sur les effets des racines vs performance des recouvrements (suite)

Site	**Type de recouvrement**	**Paramètres racinaires**	**Paramètres hydrogéotechniques**	**Résultats/Conclusion**	**Auteurs**
Manitou	MC-NPS Résidus miniers Goldex	RLD		-Diminution progressive de la RLD des racines avec la profondeur d'échantillonnage (avec une valeur maximale de RLD diminuant d'un facteur 10 à 20-30 cm par rapport 0-10 cm.	(Guittonny et al., 2018)
Westwood	-Roches stériles ; -Moraine + terre noire sur des roches stériles ; -Moraine + boues de traitement sur des roches stériles	-Occurrence racinaire; -Profondeur Maximale des racines		-L'occurrence des racines diminue avec la profondeur dans le substrat de roches stériles (1ère saison de croissance après plantation) ; -Augmentation de l'occurrence racinaire avec la profondeur quand des couches de matériaux sont posées sur les stériles ; -Développement racinaire restreint aux couches propices au développement recouvrant les roches stériles (la 1ère année) ; - A la fin de la 3ème année tous les profils racinaires affichent une occurrence décroissante des racines avec la profondeur et les racines ont colonisé les stériles sous les couches des matériaux qui les recouvrent.	(Guittonny-Larchevêque & Lortie., 2017)

Tableau 2.6 : Synthèse d'études sur les effets des racines vs performance des recouvrements (suite)

Site	**Type de recouvrement**	**Paramètres racinaires**	**Paramètres hydrogéotechniques**	**Résultats/Conclusion**	**Auteurs**
Lorraine	CEBC CRH (Silt)	-RLD; -RVD; -RMD; cRLD (diam> 0.5 mm)	Porosité k_{sat} ; CRE ; AEV	-Avec la présence des racines, aucun changement significatif au niveau de la porosité totale de la CRH ; - RLD plus faible en profondeur dans la CRH ; - de façon concomitants il y a eu augmentation de la k_{sat} et une diminution de l'AEV de la CRH avec la cRLD ; -Le diamètre des racines influencent la k_{sat} ;- Une couche de protection de 30 cm d'épaisseur a permis de limiter la colonisation des racines à la surface de la CRH, 17 ans, après la construction de la CEBC ; -Valeurs de k_{sat} en moyenne (1,4E-5 ± 9,6E-6 cm/s) pour les échantillons contenant plus de racines (RLD > 600 m/m^3) que ceux ayant une faible colonisation racinaire ; -La RVD explique mieux la variation de la k_{sat} que la RLD ; -La cRLD des racines a présenté la plus forte corrélation linéaire positive avec les valeurs mesurées de la k_{sat} (R^2 = 0.90 ; p< 0.0001) ;	(Proteau et al., 2020a)
			Porosité k_{sat} ;		

Tableau 2.6 : Synthèse d'études sur les effets des racines vs performance des recouvrements (suite)

Site	**Type de recouvrement**	**Paramètres racinaires**	**Paramètres hydrogéotechniques**	**Résultats/Conclusion**	**Auteurs**
Lorraine	CEBC CRH (Silt)	-RLD; -RVD; -RMD; cRLD (diam> 0.5 mm)	Porosité k_{sat} ; CRE ; AEV	Une variabilité d'intensité de la colonisation racinaire au sommet de la CRH ; -RLD moyenne en surface de la CRH plus importante (1507 m/m^3) contre 85 m/m^3 à 25 cm de profondeur -Possible début d'apparition de double porosité qui pourrait correspondre à la création de macropores -Des valeurs d'AEV plus faibles dans les échantillons non perturbés et colonisés par les racines pourraient être attribuées à une présence de macropores continus crées par les racines grossières (diamètre > 0,5 mm) ;	(Proteau et al., 2020a)
		RLD		-RLD Variable dans le profil de la CRH avec une moyenne de 1490 m/m^3 à 10 cm en surface, de 130 m/ m^3 au milieu et de 97 m / m^3 à la plus basse section de la CRH ;	

Tableau 2.6 : Synthèse d'études sur les effets des racines vs performance des recouvrements (suite)

Site	**Type de recouvrement**	**Paramètres racinaires**	**Paramètres hydrogéotechniques**	**Résultats/Conclusion**	**Auteurs**
Lorraine	CEBC CRH (Silt)	-RLD; -RVD; -RMD;	Degré de saturation S_r	-S_r diminue de manière concomitante avec la RLD (R^2 = 0.71); -Un S_r élevé (≥ 85%) permettant de maintenir la performance de la CEBC a été observé malgré la colonisation racinaire dans la CRH, sauf pour certains échantillons au sommet de la CRH (0-10 cm) ; -Des corrélations linéaires moins significatives entre le S_r et la RMD, le S_r et la RVD ;	(Proteau et al., 2020a)
			Coefficient de réactivité (K_r), Flux d'O_2	-La présence des racines a entrainé une consommation biologique d'O_2 en surface de la CRH (corrélation linéaire significative entre RLD et K_r ; avec R^2 = 0.65) ; -Il y a réduction du flux d'O_2 (comparaison sans et avec K_r) dans la CRH, due à la colonisation des racines, Une réduction du flux d'O_2 par la respiration des racines de 13 g/m^2/an en moyenne ;	(Proteau et al., 2020b)

Tableau 2.6 : Synthèse d'études sur les effets des racines vs performance des recouvrements (suite et fin)

Site	**Type de recouvrement**	**Paramètres racinaires**	**Paramètres**	**Résultats/Conclusion**	**Auteurs**
Lorraine	CEBC CRH (Silt)	- RLD	Coefficient de réactivité (K_r), Flux d'O_2	- Les flux d'O_2 calculés (sans K_r) restent faibles par rapport aux critères de performance fixés pour la CEBC (20 à 40 g/m^2/an) ; ce qui implique que la CEBC reste performante malgré la présence de végétation ; - La colonisation racinaire concentrée en surface de la CRH a permis le maintien de la performance de la CEBC même 17 ans après construction ; - Les plantes ont participé à la diminution du risque de diffusion de l'O_2 dans la CRH ;	(Proteau et al., 2020b)

2.7 Synthèse sur la partie revue de littérature et objectifs de l'étude

En vue d'aborder l'étude de « L'impact de la colonisation racinaire sur les propriétés hydrogéologiques d'une couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée », un état des connaissances a été réalisé à partir d'une revue de la littérature ayant conduit à ce présent document. En premier lieu une problématique sommaire sur l'exploitation minière en général et celle de la province du Québec (Canada) a été décrite avec énoncé des enjeux liés à la production et au stockage de grandes quantités des rejets miniers susceptibles de produire le drainage minier acide (DMA). Deuxièmement, les techniques de restauration utilisées pour le contrôle du DMA ont été abordées avec un accent particulier sur les barrières à l'oxygène, notamment la couverture à effet de barrière capillaire (CEBC) et la couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée (CM-NPS). Cette deuxième partie rappelle également le cadre règlementaire québécois incluant la végétalisation des sites miniers restaurés visant l'atteinte d'un état satisfaisant. La troisième et dernière partie de la revue de littérature a traité de façon approfondie la restauration minière en rapport avec la végétation. Les aspects positifs et négatifs de la végétation sur les propriétés des sols en général et sur la performance des recouvrements miniers en particulier ont été décrits. Il ressort des études détaillées dans cette partie que la végétation colonisant de façon naturelle ou assistée les matériaux de recouvrement des sites miniers restaurés influence leurs propriétés hydrogéologiques allant jusqu'à affecter leur performance. Cependant, suite à cette revue de littérature, nous constatons peu d'études par rapport à l'effet des racines sur les recouvrements de type barrière à l'oxygène, et encore moins pour la monocouche avec nappe phréatique surélevée. Ainsi, ce présent projet de recherche contribuera à l'évolution des connaissances dans ce domaine.

CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Présentation de la zone d'étude (site Manitou)

Le site minier de Manitou (site abandonné) se trouve à l'Est de la ville de Val d'Or, QC, Canada (48°05′ N et 77°47′ W). De 1942 à 1979 il a connu une exploitation minière qui a produit 33 500 tonnes de zinc, 36 000 tonnes de cuivre, 26 tonnes de plomb, 21 000 000 onces d'argent et 300 000 onces d'or. Golden Manitou Mines, Barvue Mines Ltd ont été entre autres des sociétés minières ayant détenu des concessions au site de Manitou (Aubertin et al., 1999; Bernier, 1996). La quantité des rejets acidogènes produite est estimée à 11 millions de tonnes et couvrait, avant sa restauration une superficie de 191 ha. Depuis le début des travaux de restauration, le site a été compartimenté en parc 1, 2 et 3 qui sont des parcs à résidus séparés par des digues (Aubertin et al., 1999; Bussière et al., 2011).

Sous la direction du ministère de l'énergie et des ressources naturelles (MERN), le parc 2 (Figure 3. 1), dans lequel s'inscrit notre étude, a connu des travaux de restauration impliquant un système de recouvrement monocouche combinée avec une nappe phréatique surélevée. La monocouche est faite de résidus Goldex qui sont acheminés dans le parc 2 par pipeline sur 23 km de distance à partir d'une mine voisine (mine Goldex d'Agnico Eagle Mines). Les résidus Goldex sont des résidus désulfurés, non générateurs d'acide, et sont légèrement alcalins avec un potentiel net de neutralisation de 57 kg de $CaCO_3$/t contre – 425 kg $CaCO_3$/t pour les résidus Manitou qui sont très acidogènes (Ethier, 2018). L'objectif de cette méthode de restauration est de maintenir les résidus Manitou dans un état de saturation sous la nappe phréatique, pour créer une barrière à l'oxygène afin d'empêcher la production du drainage minier acide (DMA). De plus, le recouvrement placé sur le dessus vise à réduire les flux d'oxygène de la surface vers les résidus réactifs de Manitou. Cette technique est utilisée dans la zone du site où la nappe phréatique est naturellement proche de la surface, soit les parcs 2 et 3 et le pourtour du parc 1. La monocouche de résidus Goldex a une épaisseur qui varie de 1,2 à 2,1 m avec un niveau moyen de la nappe phréatique de 0,59 m au-dessus de l'interface entre la couverture monocouche et les résidus Manitou (Ethier, 2018).

Du point de vue climat, le site de Manitou jouit d'un climat de type continental tempéré avec un bilan hydrique positif (Charlier et al., 2014).

Selon Environnement Canada (2016), la température moyenne mensuelle est inférieure au point de congélation entre novembre et mars avec des températures moyennes mensuelles les plus basses et les plus hautes respectivement de -17 °C en janvier et 18 °C en juillet. La précipitation moyenne annuelle est de 830 mm dans la zone.

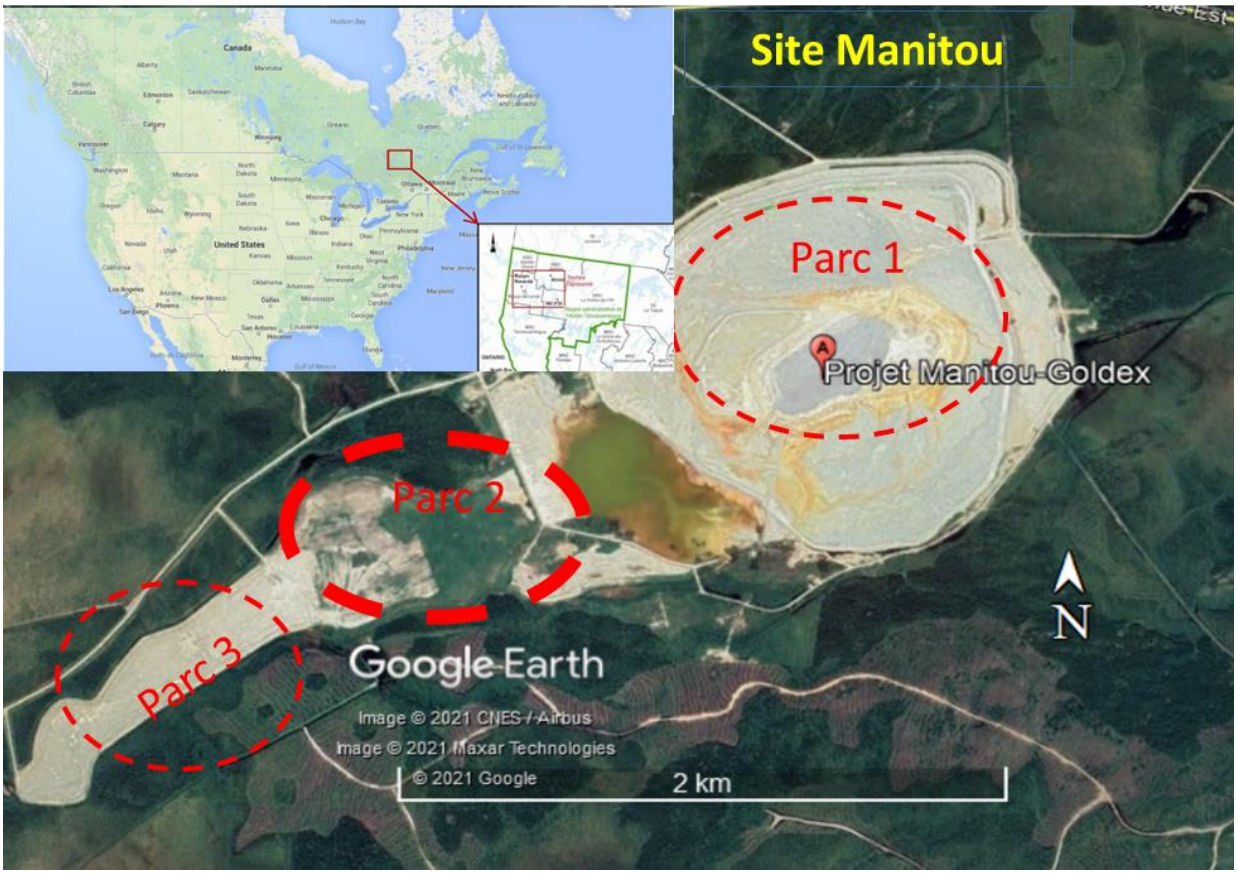

Figure 3.1: Situation géographique du parc 2 (site Manitou) et vue aérienne du site sur image Google Earth (2021).

<u>Type de végétation</u>

En 2009, une partie de la zone restaurée (Parc 2) a fait l'objet d'une végétalisation par des espèces herbacées agronomiques ensemencées. Des relevés de terrain effectués en 2016 ont montré la présence d'espèces comme *Trifolium sp*., *Lotus corniculatus* L., *Vicia cracca* L., *Phleum pratense* L., *Hordeum vulgare* L., *Melilotus sp*., *Carex sp*., *Festuca sp*. (Guittonny et al., 2018). En 2020, de nouveaux relevés ont également documenté une colonisation naturelle par les espèces ligneuses (saules, peuplier baumier) (Ben Khouya 2020). Il est à noter que le parc 2 est bordé par la forêt boréale mixte (domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc, Saucier, 2010).

3.2 Dispositif expérimental et positionnement des essais sur le terrain

Au Parc 2, le dispositif expérimental de terrain mis en place pour cette étude est caractérisé par une sélection de 20 stations sur les résidus Goldex végétalisés en 2009 : 10 paires de stations, comportant chacune une station sous les plantes herbacées uniquement, et une autre station appariée sous un saule avec plantes herbacées, en vue d'étudier l'effet des racines sous les deux types de végétation. Le long d'un transect Nord-Ouest – Sud-Est, tous les individus de saule isolés d'environ 2 m de haut (pour diminuer la variabilité inter-stations) ont été identifiés pour positionner les 10 premières stations combinant saule et plantes herbacées (SH). Les stations avec plantes herbacées (H) uniquement ont été positionnées systématiquement par symétrie axiale le long de l'axe du transect, en face de chaque station avec saule (Figure 3.2). Ainsi, les deux stations de chaque paire (avec et sans saule) sont à peu près équidistantes de l'axe du transect. À ces 20 stations végétalisées s'ajoutent des stations témoins sans végétation (TSV), au nombre de cinq (5), qui sont installées sur une partie sans végétation du parc 2. Chaque station a fait l'objet d'un géo-référencement avec un *GPS gaming* de précision plus ou moins 1 m.

Figure 3.2 localisation des essais (image google earth 2021)

<u>Suivi expérimental</u>

Le suivi expérimental a été mené à l'été 2021, soit 12 ans après restauration et végétalisation du parc 2. La conduite des essais sur le terrain a porté sur la caractérisation aérienne et souterraine de

la végétation, l'évaluation de la conductivité hydraulique saturée à l'aide de tests d'infiltration au double anneau, et sur des travaux d'excavation pour la caractérisation des profils en termes de propriétés géotechniques et de colonisation racinaire sur la couverture monocouche faite de résidus Goldex. Au laboratoire de l'URSTM/UQAT, les analyses hydrogéologiques, géotechniques et l'analyse des paramètres racinaires ont porté sur les échantillons et les carottes (non remaniées) prélevés sur les matériaux (résidus Goldex) de recouvrement de la monocouche. Les sections suivantes décrivent les différentes méthodes et techniques utilisées pour chaque activité.

3.3 Caractérisation aérienne de la végétation

Cette activité fut réalisée au mois de juillet 2021 après une reprise nette de la végétation sur le terrain. L'objectif de cette caractérisation est d'obtenir des informations qui seront mises en relation avec le profil d'enracinement en fonction de la couverture végétale présente. Au niveau de chaque station, la végétation aérienne a été caractérisée avant d'être coupée pour laisser place aux activités suivantes (test d'infiltration, carottage, excavation pour observation des profils racinaires et granulométriques). La caractérisation de la végétation herbacée a porté sur l'inventaire des espèces de plantes et sur la mesure de leur taux de recouvrement. Pour cela, une placette de 1 m^2 a été utilisée au niveau de chaque station selon la méthode des points de contact (Jonasson, 1983). La placette est graduée à 10 cm d'intervalle sur chaque côté ce qui donne un nombre de points total du relevé égal à 81 par station. Le taux de recouvrement par espèce a été calculé ainsi :

$$\frac{Nombre\ de\ positions\ de\ relevé\ où\ au\ moins\ un\ contact\ \ de\ l'\ espèce}{\sum nombre\ de\ positions\ de\ relevé\ par\ quadrat} * 100 \qquad (1)$$

La contribution spécifique au taux de recouvrement pour chaque placette de 1 m^2 a été calculée comme suit :

$$\frac{Nombre\ de\ positions\ de\ relevé\ où\ au\ moins\ un\ contact\ de\ l'espèce\ choisie}{\sum Nombre\ de\ positions\ de\ relevé\ où\ au\ moins\ un\ contacts\ pour\ toutes\ les\ espèces\ présentes} * 100 \qquad (2)$$

Quant aux arbustes (saules), la caractérisation a porté sur la détermination par mesure in situ de leur hauteur maximale, de leur diamètre à la base, de leur surface foliaire totale et de la surface de leur canopée projetée perpendiculairement au sol (mesure de la grande et de la petite diagonale de la canopée de chaque arbuste).

La biomasse aérienne des plantes herbacées représente la masse sèche des plantes coupées dans chaque placette et la biomasse aérienne des saules représente la somme des biomasses des feuilles et des tiges de chaque individu (figure 3.3). Chaque arbuste de saule a été défolié puis le tronc et

les tiges ont été découpés. Les biomasses aériennes des herbacées et des saules ont été déterminées par séchage des biomasses humides à l'étuve à 65 °C jusqu'à l'obtention d'une masse sèche constante correspondant à 48 h de séchage pour les herbacées et les feuilles des saules, et à plus de 72 h pour les tiges et les troncs. Les biomasses aériennes totales au niveau des stations avec saules regroupent la biomasse des herbacées sous saule dans le quadrat et celle de l'arbuste (feuilles + tiges). La surface foliaire totale en cm^2 a été obtenue à partir d'un appareil de mesure de surface de marque américaine LI-300C (LI-COR). Ainsi, un échantillon représentatif de feuilles (environ 1/10ème de volume de l'échantillon total) a été scanné puis séché. Le ratio surface foliaire/masse sèche obtenu a été utilisé pour obtenir la surface foliaire correspondant à la masse totale des feuilles (9/10 + 1/10) pour chaque arbuste de saule défolié par station.

La surface de la canopée projetée au sol (cm^2) pour chaque arbuste de saule et par station a été calculée comme suit : $S = \frac{\pi}{2}(D1 * D2)$ (3)

où S est la surface de la canopée projetée au sol (cm^2), D_1 est la longueur horizontale (grande diagonale) séparant les extrémités des branches de la canopée les plus éloignées les unes des autres et D_2 une perpendiculaire à cette longueur représentant la petite diagonale horizontale de la canopée de forme ellipsoïdale.

L'indice de surface foliaire des saules a ensuite été calculé selon l'équation suivante :

$$LAI = \frac{Surface\ foliaire\ totale}{Surface\ projetée\ de\ la\ canopée\ au\ sol} \qquad (4)$$

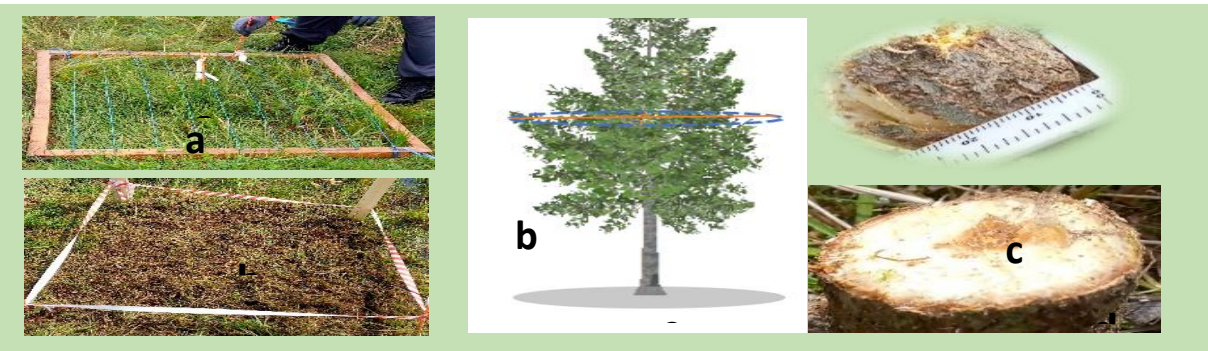

Figure 3.3 a) Quadrat utilisé pour la méthode des points de contact ; b) Biomasse herbacée récoltée dans un quadrat ; c) Mesure de la hauteur et de la canopée d'un saule ; d) Coupe et mesure de diamètre à la base d'un saule.

3.4 Caractérisation souterraine de la végétation

3.4.1 Caractérisation du profil racinaire in situ

La caractérisation souterraine de la végétation s'est déroulée dans la période juillet-août 2021. Elle fait suite directement au test d'infiltration au niveau de chaque station (Section 3.7.1 ci-dessous). L'objectif visé par la caractérisation souterraine est la description du profil des résidus Goldex au niveau de chaque station en termes de colonisation racinaire afin d'établir une comparaison entre les deux types de stations (avec et sans saule) et de mieux comprendre la relation entre profil racinaire et taux d'infiltration à la surface de la monocouche (résidus Goldex). L'excavation d'une tranchée à la pelle mécanique (figure 3.4a ci-dessous) a permis d'observer le profil racinaire (1m x 1m x 1m) au niveau des 20 stations avec végétation. Dans les stations avec saules, les tranchées sont creusées à une distance de 10 cm de la tige principale des arbustes alors que, au niveau des stations avec herbacées seulement, la tranchée coupe transversalement le milieu du quadrat. A l'aide d'une grille de 90 cm x 60 cm à mailles 5 cm x 5 cm appliquée contre la paroi de chaque profil (Guittonny-Larchevêque & Lortie, 2017), la présence, le nombre de racines dans chaque case, et la profondeur maximale des racines sur le profil (figure 3.4b et c) sont notés sur des fiches de collecte. Deux paramètres sont calculés pour rendre compte de l'intensité de la colonisation racinaire dans le profil : **l'occurrence des racines (%)** correspondant au nombre de cases où au moins une racine est présente/nombre total de cases x 100 et la **densité racinaire (/dm^2)** exprimant le nombre de racines présentes dans les cases considérées/surface. L'occurrence et la densité racinaires sont déterminées par niveau de profondeur (à chaque 5 cm) et puis pour le profil entier jusqu'à la profondeur maximale des racines en considérant l'ensemble des stations (occurrence racinaire et densité racinaire totales).

Figure 3.4 a) Excavation d'une tranchée d'observation sur la monocouche à la pelle mécanique ; b) Description du profil racinaire avec la grille ; c) Mesure de la profondeur maximale d'enracinement

3.4.2 Caractérisation des traits racinaires dans les carottes des résidus Goldex

3.4.2.1 Prélèvement des carottes non perturbées

Cette activité s'est déroulée également dans la période juillet-août 2021 avec une humidité intermédiaire du sol (ni trop humide ni trop sec) favorable au prélèvement de carottes cohésives. L'échantillonnage a consisté à prélever des carottes de résidus Goldex non perturbées au niveau de chaque station à l'aide de cylindres en PVC insérés grâce à une pelle mécanique. Au niveau de chaque station, un cylindre de 50 cm de long sur 15 cm de diamètre a été enfoncé à partir de la surface du sol où a eu lieu le test d'infiltration, c'est-à-dire au centre des stations herbacées et à 10 cm de l'arbuste pour les stations saule avec herbacées. A l'aide du godet de la pelle mécanique (figure 3.5a), une force est exercée sur le cylindre afin de l'enfoncer verticalement dans le sol sans perturbation de la stabilité du profil. Ensuite, une tranchée est creusée juste à proximité afin de faciliter l'extraction du cylindre. Chaque cylindre extrait contenant la carotte de résidu Goldex (non remaniée) est immédiatement scellé aux deux extrémités puis maintenu verticalement dans un baril en plastique afin d'éviter une perte d'eau qui pourrait entrainer un affaissement de la carotte dans le cylindre avant les mesures hydrogéologiques en conditions de laboratoire (voir section 3.7.2 ci-dessous). Une fois acheminées au laboratoire de l'URSTM/UQAT, les carottes sont découpées (30 cm de long /15 cm de large) à l'aide d'une scie électrique à lame circulaire (Figure 3.5) tout en excluant les 5 premiers cm comportant de la matière organique, c'est à dire la surface des résidus. Les carottes découpées sont stockées dans un frigo à 4°C (figure 3.5c) afin d'éviter leur altération, avant la mesure des propriétés hydrogéologiques (k_{sat}, CRE). L'altération pourrait être liée à une décomposition racinaire ou à un dessèchement par perte d'eau. Au laboratoire, chaque carotte découpée et non perturbée a servi à caractériser la colonisation racinaire des résidus Goldex sur lesquels les mesures hydrogéologiques ont été réalisées.

Figure 3.5 a)Prélèvement des carottes non remaniées à la pelle mécanique (site Manitou) : b) Coupe des carottes à la scie circulaire électrique ; c) Carottes conservées dans le réfrigérateur ; d) Éléments du perméamètre à parois rigides ; e) Échantillon monté sur le perméamètre; f) Saturation des échantillons; g) Carotte saturée et extraite du cylindre après la mesure de k_{sat}; h) Prélèvement des échantillons pour la mesure de la CRE; i) Mesure de la CRE avec Cellule Tempe; j) Séchage des matériaux après la mesure de la k_{sat}.

3.5 Caractérisation des propriétés géotechniques de base des profils

3.5.1 Échantillonnage de terrain

Cette activité s'est déroulée dans l'intervalle juillet-août 2021 en même temps que la caractérisation du profil racinaire. Elle fait suite directement au test d'infiltration au niveau de chaque station. L'excavation à la pelle mécanique a permis de réaliser un profil (1 m x 1 m x 1 m) pour chacune des 25 stations, afin de prélever des échantillons pour l'analyse granulométrique et le calcul de la porosité totale (figure 3.6 a). A trois niveaux de profondeur (10 cm, 40 cm et 80 cm) le long de chaque profil, des échantillons sont prélevés avec la méthode de l'anneau de dimensions connues (6,67 cm de diamètre sur 3,2 cm d'épaisseur). Les échantillons destinés à l'analyse granulométrique sont prélevés à la main à chaque 10 cm le long du profil (figure 3.6 b). Dans chaque station, trois échantillons ont été prélevés pour l'évaluation de la porosité et neufs échantillons pour la granulométrie, soit au total 75 échantillons pour la porosité et 225 échantillons pour l'analyse granulométrique. Des photos de profil ont été prises suivi d'une description pour comprendre la nature et les types des horizons observés.

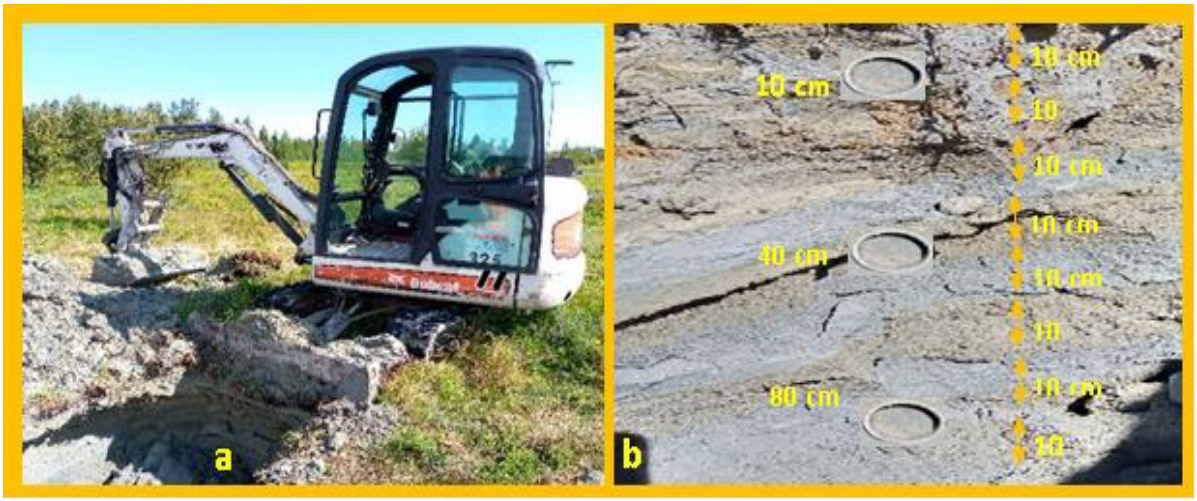

Figure 3.6 Excavation d'un profil granulométrique sur les résidus Goldex ;
b) Prélèvement d'échantillons le long du profil.

3.5.2 Analyses au laboratoire des propriétés géotechniques de base des échantillons prélevés.

Au laboratoire de l'URSTM/UQAT les échantillons prélevés ont fait l'objet de préparation (pesage, séchage, pulvérisation et homogénéisation) et d'analyse. La distribution granulométrique et la densité relative des grains solides sont mesurées respectivement avec le Malvern Mastersizer 2000

(par diffraction laser; voir Merkus, 2009) et le pycnomètre à hélium (Micrometrics Accupyc 1330, norme standard ASTM UOP851-08). La masse sèche est obtenue par séchage des échantillons à l'étuve (65 °C) suivi d'une pesée jusqu'à l'obtention d'une masse constante sèche (M_s) à partir de laquelle est déduite la porosité (n) en fonction du volume total (V_t), de la densité relative des grains solides (G_s), de la densité de l'eau (ρ_w), de la densité des grains solides (ρ_s) et du volume des vides (V_v) selon les équations suivantes :

$$G_s = \frac{\rho_s}{\rho_w} \quad (5) \qquad \rho_S = \frac{M_S}{V_S} \quad (6) \qquad n = \frac{V_v}{V_t} \quad (7) \qquad V_t = V_v + V_s \quad (8)$$

Ainsi, de ces quatre équations on déduit que $\boldsymbol{n = 1 - \frac{M_s}{V_t . G_S . \rho_w}}$ (9) (10) avec $V_t = \pi r^2 h$ où *r* (cm) est le rayon de l'anneau et *h* (cm) son épaisseur.

3.6 Caractérisation hydrogéologique des matériaux in situ

3.6.1 Test d'infiltration *in situ*

Les tests d'infiltration ont consisté à mesurer le taux d'infiltration en conditions saturées des résidus Goldex *in situ* à partir d'un perméamètre à double anneau. Les essais ont été réalisés durant le mois de juillet 2021 sur les résidus Goldex de la monocouche du site de Manitou. Le dispositif est composé de deux cylindres ouverts (anneau interne et externe), de hauteur 50 cm chacun, de deux bouteilles de Mariotte et d'un couvercle en acier. L'anneau externe a un diamètre de 60 cm contre 30 cm pour celui interne. Les deux anneaux ont été enfoncés en une fois par battage dans le sol sur une profondeur de 10 cm de façon équilibrée en minimisant la perturbation de la surface du sol. Une couche de bentonite a été appliquée tout autour de l'anneau externe pour éviter des fuites et contrôler au mieux l'écoulement latéral de l'eau (figure 3.8).

Figure 3.7 Test d'infiltration au double anneau sur les résidus Goldex (Manitou)

Le test à la saturation a d'abord été réalisé. Il consiste à maintenir une même charge constante dans les deux cylindres. Ainsi la quantité d'eau ajoutée à chaque fois pour maintenir constant le niveau de l'eau dans le cylindre interne représente la mesure du volume d'eau infiltré dans le sol. Les deux bouteilles de Mariotte graduées ont servi de source pour équilibrer les volumes qui s'infiltrent dans le sol au niveau de chaque anneau. Afin de repérer et mesurer facilement le niveau d'eau dans les deux anneaux, nous avons utilisé un décamètre pour chaque anneau. L'eau du robinet avec un pH de 6,5 à 6,7 a servi de liquide pour les tests d'infiltration. Les intervalles de temps entre deux mesures consécutives sont chronométrés et notés et varient de 30 mn à 1 h selon la vitesse d'infiltration constatée. Pour une charge h_0, le temps t_0 (mn) est noté ainsi que le temps t_1 (mn) marquant la variation du niveau de la charge de h_0 (cm) à h_1 (cm) sous l'effet de l'infiltration. Afin d'éviter l'effet d'évaporation, les deux anneaux sont fermés par un couvercle en acier (figure 3.8). Toutes les données ont été relevées sur des fiches élaborées spécifiquement à cet effet.

Positionnement des anneaux

Au niveau des stations herbacées et témoins sans végétation, les deux anneaux sont posés l'un dans l'autre au milieu du quadrat marquant la délimitation de chaque station. Une distance de 15 cm est maintenue entre les deux anneaux. Quant aux stations saules avec herbacées, l'anneau externe est situé à 5 cm de la souche (pied du saule coupé) ce qui positionne l'anneau interne dans le quadrat à 20 cm de la souche (figure 3.9).

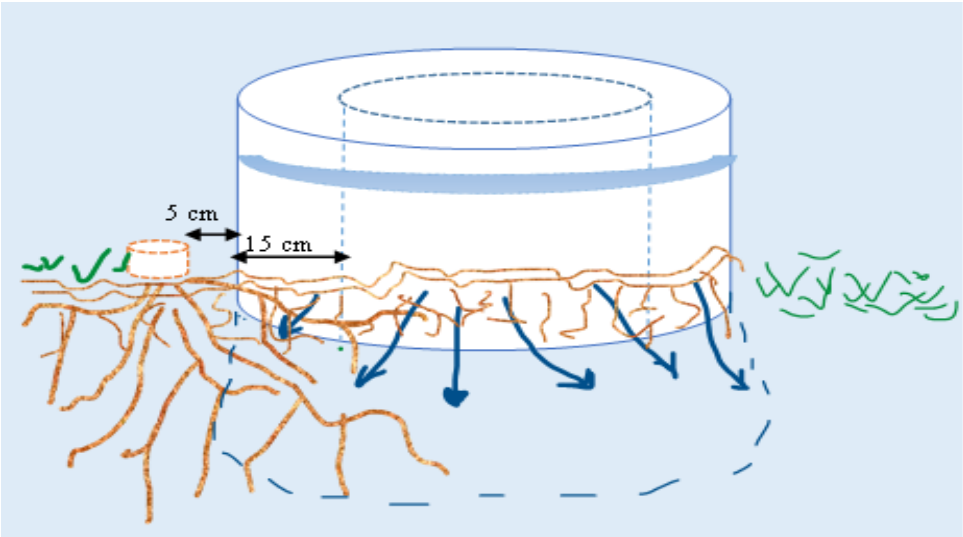

Figure 3.8 Schéma illustratif d'un test d'infiltration dans une station avec saule coupé.

Durée de test d'infiltration

Durant la phase de saturation, chaque essai est poursuivi jusqu'à l'atteinte d'un volume d'infiltration constant (3 à 5 mesures consécutives) en fonction de l'intervalle de temps considéré, ce qui représente 3 à 5 heures par test. Afin de valider la stabilisation du taux d'infiltration au bout de quelques heures, vu que la conductivité hydraulique saturée attendue des résidus Goldex était relativement faible (de l'ordre de 10^{-4} à 10^{-5} cm/s), des tests de longue durée de 72 heures ont été réalisés sur trois stations. La proximité de la nappe phréatique en surface des résidus Goldex a représenté une contrainte limitant la réalisation des tests d'infiltration *in situ* au niveau de certaines stations.

Calcul de la conductivité hydraulique saturée in situ

L'équation empirique suivante de (Reynolds et al., 2008; Reynolds & Elrick, 1990) a été utilisée pour estimer la k_{sat} des matériaux.

$$Kfs = \frac{\mathrm{qs}}{[H/(C1d+C2ra)]+\{1/[\alpha*(C1d+C2ra)]\}+1} \quad \text{où} \qquad (11)$$

qs : taux d'infiltration constant dans l'infiltromètre en fonction du temps [L·T-1]

C1 : Constante de dimension semi-empirique ; 0,316π [-]

C2 : Constante de dimension semi-empirique ; 0,184π [-]

ra : rayon intérieur de l'anneau [L]

H : charge dans l'anneau [L]

d : profondeur de l'enfoncement de l'anneau dans le sol [L]

α* : Nombre de sorption (*Soil sorptive number*) [L-1] représentant les propriétés capillaires du sol. Pour notre cas, le sol est représenté par les résidus miniers Goldex, donc du sable fin d'où α*= 4 m^{-1} (Philip, 1985).

3.6.2 Mesure de la conductivité hydraulique saturée sur les carottes non perturbées

L'objectif visé est de mesurer en conditions de laboratoire la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) des carottes non remaniées en vue premièrement d'établir une comparaison avec celle mesurée *in situ* et deuxièmement d'étudier les relations entre les traits racinaires et les propriétés hydrogéologiques des résidus Goldex.

Mise au point **:** Dans cette étude, faute d'avoir atteint un degré de saturation complet (> 95%) des carottes après plusieurs jours de saturation, nous considérons que la conductivité hydraulique saturée à satiation, qui traduit la valeur maximale atteinte de la teneur en eau volumique (Bussière, 1999; Chou, 2015; Lebeau, 1998; Pabst, 2011), est équivalente.

Avant la mesure de la conductivité hydraulique, chaque échantillon dans le perméamètre est soumis à une période de mouillage en conditions de laboratoire avec de l'eau déionisée et désaérée. Un gradient hydraulique à charge positive à partir d'un tube rempli d'eau a été appliqué. L'essai de mouillage est arrêté lorsqu'on atteint un poids constant du dispositif et un volume d'eau presque constant à la sortie, ce qui correspond à une durée de mouillage de 48 h à plus de 72 h. Cependant, en dépit de l'atteinte de cet état stable, le degré de saturation résultant pour chaque essai obtenu par calcul (équation 12) était inférieur à 95%. Cette saturation incomplète, ou satiation, serait liée à la possible présence de poches d'air dans l'échantillon, non favorables à l'écoulement de l'eau (Bussière, 1999 ; Pabst, 2011).

$$S_r = \frac{w}{n}(1-n)G_s \qquad (12)$$

Avec S_r le degré de saturation, w la teneur en eau massique (Masse humide - Masse sèche) /Masse sèche*100), G_S la densité relative des grains solides (moyenne sur chaque profil) et n la porosité totale obtenue à partir du G_S, de la masse sèche et du volume total de la carotte selon l'équation suivante :

$$\boldsymbol{n = 1 - \frac{M_s}{V_{t.}G_{S.}\rho_w}} \qquad (13)$$

Ainsi, la mesure de la conductivité hydraulique saturée (à satiation) est faite à partir d'un test de perméabilité à charge variable réalisé dans des perméamètres à parois rigides (inspirés de la norme ASTM D 5856-95) figure 3.10. Le perméamètre est constitué pour cette étude d'un cylindre PVC de 30 cm de long sur 15 cm de diamètre contenant la carotte non remaniée, de deux couvercles (haut et bas) en plastique et de deux plaques perforées. L'ensemble des éléments du dispositif (figure 3.5 d) a été fabriqué et adapté pour cette étude.

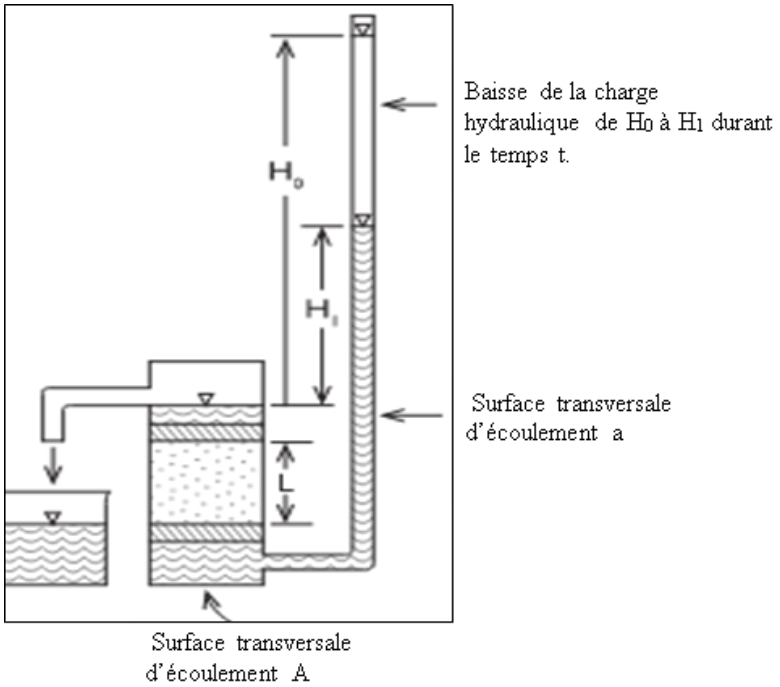

Figure 3.9 Mesure de la k_{sat} au perméamètre à charge variable descendante (Todd, 1959)

<u>Calcul de la conductivité hydraulique saturée</u>

En partant du schéma de Todd (1959), la conductivité hydraulique saturée de chaque échantillon est mesurée selon l'équation suivante.

$$k_{sat} = \frac{aL}{At} ln\left(\frac{H_0}{H_1}\right) \quad (14)$$

Où
k_{sat}= Conductivité hydraulique saturée (cm/s)
H_0 et H_1 = hauteurs d'eau (Martin et al.)
$t = t_1 - t_2$ = temps (s)
a = section du tube d'injection (cm^2)
A = section de l'échantillon (cm^2)
L = hauteur du matériau dans le perméamètre

Dans le tube de section *a*, la différence de charge appliquée et mesurée diminue de H_0 à H_1 durant une période de temps *t*.

3.6.3 Prédiction de la conductivité hydraulique saturée

Après les essais de conductivité hydraulique suivi du prélèvement des sous-échantillons pour l'analyse de la CRE, chaque carotte a été démantelée et séchée à l'étuve ainsi que les sous-échantillons résultants, afin d'en extraire les racines et ensuite faire la prédiction de la conductivité hydraulique saturée. L'équation de Kozeny - Carman (MKC) modifiée, proposée par Mbonimpa et

al. (2002) pour les sols granulaires à faible plasticité (limite de liquidité inférieure à 50%), a été utilisée pour la prédiction de k_{sat} des résidus Goldex selon l'équation (22). La prédiction a porté sur 19 essais avec et sans végétation.

$$k_{sat} = C_g \frac{\lambda w}{\mu w} \frac{e^{x+3}}{1+e} Cu^{1/3} D_{10} \qquad (22)$$

où λ_w (9,8 kN/m^3) et μ_w (10^{-3} Pas) désignent respectivement le poids et la viscosité dynamique de l'eau ; e (-) l'indice des vides obtenu à partir de la teneur en eau massique, du G_s et du volume total de la carotte restante dans le cylindre (calcul de la porosité) après l'extraction des sous échantillons ; D_{10} et D_{60} en cm obtenus à partir de l' analyse granulométrique au Malvern Mastersizer 2000 pour deux niveaux de profondeur 10 et 30 ; C_g et x sont des constantes de valeurs respectives 0,1 et 2, C_U (D_{60}/D_{10}) exprime le coefficient d' uniformité du matériau obtenu à partir de l' analyse granulométrique où D_{10} et D_{60} désignent les diamètres effectifs des particules qui correspondent respectivement à 10% et 60%. La conductivité hydraulique saturée est prédite à partir de la moyenne des propriétés granulométriques mesurées aux deux niveaux de profondeur 10 et 30 cm. Ainsi, les valeurs mesurées sont comparées à celles prédites à partir de ces paramètres caractéristiques déterminés des résidus Goldex.

3.6.4 Courbe de rétention d'eau (CRE)

La détermination de la courbe de rétention en eau fait suite aux essais de perméabilité de chaque échantillon. Sur la carotte saturée à satiation, un sous échantillon non remanié (Cellule Tempe) est prélevé sur chaque extrémité de la carotte à l'aide d'un cylindre coupant de 5 cm d'épaisseur et de 8 cm de diamètre (Figure 3.5h, i). Le processus de détermination de la CRE est inspiré de la norme ASTM D3152 (2000) qui consiste à placer le matériel dans une cellule Tempe qui laisse l'eau s'écouler sous l'effet d'une pression appliquée et contrôlée à partir d'un circuit fermé d'azote gazeux. Tout au long de l'essai, des paliers de pression croissants sont appliqués et les variations de masse d'eau de l'échantillon sont mesurées jusqu'à l'obtention d'un équilibre pour chaque pression. Ainsi, de nombreuses paires de pression et de teneur en eau volumique (ψ-θ) sont déterminées afin de produire une CRE. La méthode des tangentes a été utilisée pour estimer la pression d'entrée d'air (AEV) du matériel Goldex à partir de chaque courbe. Le but est de comparer l'AEV obtenue sur les échantillons colonisés par les racines à l'AEV d'échantillons non colonisés (stations témoin) ou à l'AEV de CRE prédites à partir des propriétés géotechniques des résidus

Goldex, pour vérifier l'effet potentiel de la colonisation racinaire sur ce paramètre. La distribution granulométrique a été mesurée sur des échantillons provenant de chaque Tempe cell pour prédire la CRE correspondante. Les courbes de rétention en eau sont prédites selon le modèle de Kovacs Modifié (MK ; Aubertin et al., 2003). Le principe de ce modèle part de l'hypothèse selon laquelle la rétention d'eau provient simultanément des forces capillaires (saturation capillaire Sc) et d'adhésion (saturation par adhésion Sa). Ainsi, en partant de ce modèle, Mbonimpa et al. (2006) ont eu à exprimer la teneur en eau à partir des équations suivantes :

$$S_{\mathrm{r}} = \frac{\theta}{n} = 1 - \langle 1 - S_{\mathrm{a}} \rangle (1 - S_{\mathrm{c}}) \qquad (15)$$

$$\theta = n.\ Sr = 1 - \langle 1 - Sa \rangle (1 - Sc) \qquad (16)$$

Avec $\langle y \rangle = 0.5(y + |y|)$ (crochets de Macaulay)

$$Sc = 1 - [(hco/\Psi)^2 + 1]^m \, exp\,[-m(hco/\Psi)^2] \qquad (17)$$

$$Sa = a_c\left(1 - \frac{\ln\,(1+\Psi/\Psi\mathbf{r})}{\ln\,(1+\Psi_{\circ}/\Psi\mathbf{r})}\right)\frac{(\mathrm{hco}/\Psi\mathbf{n})^{2/3}}{\mathrm{e}^{1/3}\,(\Psi/\Psi\mathbf{n})^{1/6}} \qquad (18)$$

$$\Psi r = 0{,}86 h_{co,G}^{1,2} \qquad (19)$$

$$\mathrm{hco, G} = \frac{b}{e\,D_{10}} \qquad (20)$$

$$\mathrm{b} = \frac{0{,}75}{1 + 1{,}17 \log\,(\boldsymbol{c_u})} \qquad (21)$$

Avec :

m : inverse du coefficient d'uniformité ($1/C_u$);

a_c : constante approximative (0,010) indépendante du matériau et exprime le coefficient d'adhésion;

h_{co} : hauteur capillaire en cm;

ψ_n : paramètre de normalisation (ψ_n = 1 cm lorsque ψ est en cm);

ψ_0 : succion capillaire à l'état sec (en cm) ($\theta = 0$ à $\psi = \psi_0 = 10^7$ cm d'eau) ;

ψr : succion résiduelle

3.7 Analyse des paramètres racinaires

L'analyse des paramètres racinaires fait suite aux analyses hydrogéologiques et géotechniques sur les carottes non perturbées. Au laboratoire, les racines sont séparées des matériaux des résidus Goldex par lavage à l'eau du robinet sur tamis (figure 3.10). L'objectif est d'obtenir les traits de colonisation racinaire sur les échantillons y compris sur les sous échantillons non perturbés ayant servi d'analyse de la CRE. Les racines récupérées sont digitalisées et les images sont analysées avec le logiciel WinRhizo. Les racines digitalisées sont séchées au four pendant 48 h à 65 °C pour mesurer la biomasse racinaire. Ensuite, les paramètres racinaires sont déterminés à savoir : la densité de longueur racinaire RLD (longueur totale des racines/ volume de sol de l'échantillon) ; la densité de volume racinaire RVD (volume total des racines/ volume de sol de l'échantillon) ; la densité de surface racinaire RSD (surface totale des racines/ volume de sol de l'échantillon) ; la densité de la masse racinaire RMD (masse totale des racines/volume de sol de l'échantillon) ainsi que le diamètre moyen des racines (Guittonny-Larchevêque et al., 2016a ; Proteau, et al., 2020).

Figure 3.10 Détermination des paramètres racinaires par imagerie avec WinRhizo et après séchage des racines à l'étuve.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

4.1 Inventaire de la végétation et taux de recouvrement

4.1.1 Description des espèces présentes et du taux de recouvrement

Dans le site de Manitou (Parc 2 végétalisé), la présence de huit (8) plantes herbacées appartenant à six (6) genres végétaux a été identifiée dans les stations de cette étude, avec des taux de recouvrement total du sol par la végétation de 100%. La végétation est composée de plantes herbacées des familles des *Poaceae* (graminées), des *Fabaceae* (légumineuses), des *Onagraceae* et des *Asteraceae*. Ce sont: *Poaceae* 1 et 2, *Phleum pratense, Lotus corniculatus, Trifolium sp., Chamerion angustifolium, Taraxacum sp.* et *Vicia cracca*. En plus de cette végétation herbacée, on note la présence de plantes ligneuses, notamment les saules (*Salix sp*.) dans les dix autres stations composées de saule et de plantes herbacées (SH).

4.1.2 Contribution spécifique au taux de recouvrement

Les Figure 4.1 et Figure 4.*2* ci-dessous montrent la contribution spécifique au taux de recouvrement des plantes identifiées dans les deux types de stations. Deux (2) plantes de la famille des *Poaceae* (*Poaceae 1* et *Phleum pratense)* sont dominantes dans le site en termes de contribution spécifique au taux de recouvrement.

Dans les stations herbacées (H), la contribution moyenne par espèce au taux de recouvrement total d'1 m^2 de quadrat se présente comme suit (figure 4.1) : *Poaceae* 1 est dominante avec une moyenne de 60 %, le maximum de la contribution spécifique étant de 72% (station H3) pour un minimum de 48 % (station H2). La contribution maximum au taux du recouvrement du *Phleum pratense* est de 30 % pour une moyenne de 21% et un minimum de 16%. Ces deux espèces de *Poaceae* représentent à elles seules 80% en moyenne du taux de recouvrement dans les stations herbacées. Les espèces *Lotus corniculatus* et *Vicia Cracca* représentent 13% du recouvrement, et le reste est constitué d'autres plantes qui sont faiblement représentées (*Trifolium sp.*, *Chamerion sp.*, *Taraxacum sp.*, et une autre *Poaceae*).

La même configuration se retrouve dans les quadrats des stations avec saules (SH) (Figure 4.2). A ce niveau on note également une prédominance de *Poaceae* 1 et de *Phleum pratense* avec des

moyennes respectives de 57% et de 30% de contribution spécifique au recouvrement. Dans les stations SH, l'espèce *Vicia cracca* est absente. La contribution spécifique au taux de recouvrement par espèce dans chaque station (Figure *A.1* en annexe A) montre également une prédominance de *Poaceae* 1, sauf à la station SH11 où l'espèce *Phleum pratense* est dominante en termes de recouvrement.

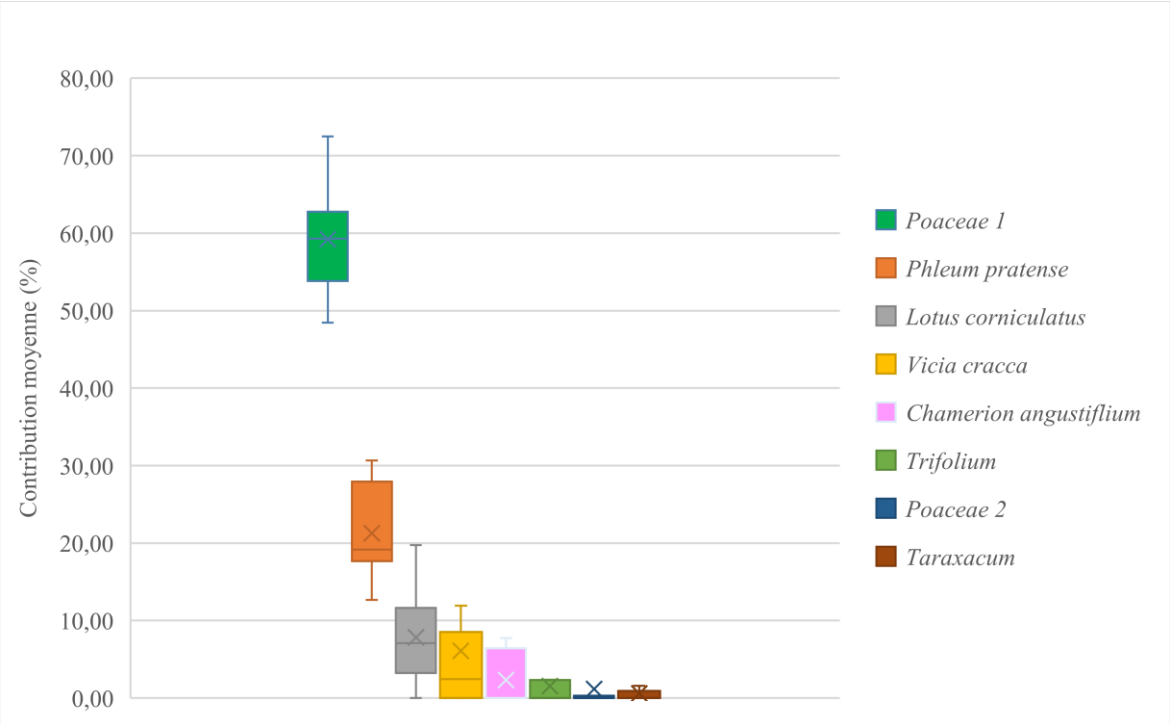

Figure 4.1 Contribution spécifique (%) au taux de recouvrement de la végétation dans les stations herbacées (n = 9). Dans chaque boxplot x = moyenne et la barre = médiane.

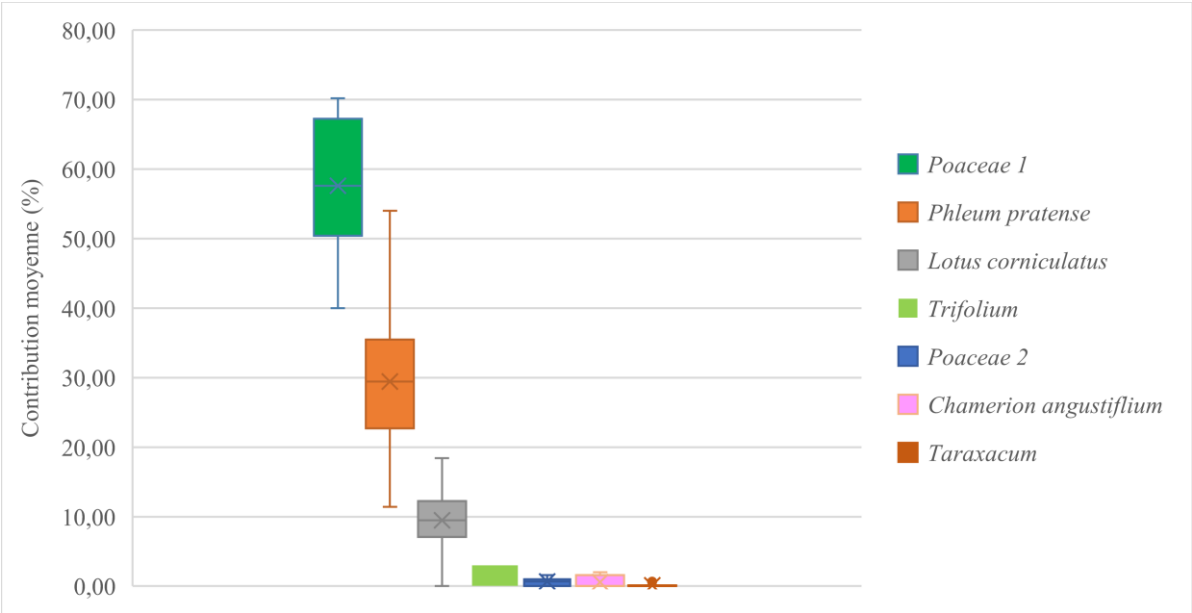

Figure 4.2 Contribution spécifique (%) au taux de recouvrement dans les stations saule avec herbacées (n=6). Dans chaque boxplot x = moyenne et la barre = médiane.

4.2 Caractérisation des paramètres aériens de la végétation

La biomasse aérienne totale est en moyenne de 4506 g/m^2 (± 264) dans les stations SH ; elle représente la somme des biomasses aériennes des herbacées sous saule et celle du plant de saule (tiges + feuilles). Les moyennes de la biomasse aérienne des herbacées dans les deux types de stations sont respectivement de 419 (30) g/m^2 dans les stations SH (tableau 4.1) (306 - 517 g/m^2, valeurs min-max, stations SH15 et SH11, respectivement) et de 403 (31) g/m^2 dans les stations H (tableau 4.2) (273 - 593 g/m^2, valeurs min-max, stations H4 et H3, respectivement). Les moyennes de biomasses herbacées sont similaires sous les deux types de stations. Cependant les stations H ont présenté la plus grande et la plus petite valeur de biomasse comparativement aux biomasses aériennes des plantes herbacées sous saule (SH).

Quant à la biomasse aérienne des saules (feuilles + tiges), elle est presque la même dans toutes les stations SH avec une moyenne de 4087 (± 268) g/plant. La plus faible biomasse aérienne des saules (3030 g/plant) est trouvée au niveau de la station SH11 (tableau 4.1). Les plants de saule caractérisés dans le site présentent en moyenne une hauteur de 2,7 m (± 0,11) et un diamètre moyen à la base de 7,66 cm (± 1,07). La station SH19 a présenté le plus grand diamètre à la base (12 cm) alors que les plants de saule dans les stations SH11 et SH20 avaient les plus petits diamètres

(tableau 4.1). L'indice de surface foliaire (LAI) moyen trouvé pour un saule est de 2,22 (± 0,31) avec un minimum de 1,09 et un maximum de 3,38 (tableau 4.1).

Tableau 4.1 Paramètres aériens des arbustes dans les stations avec saule (SH). E.S. : Erreur standard, n=6.

Station Saule	Hauteur (m)	Diamètre à la base (cm)	Surface Canopée (cm^2)	Biomasse en (g) par station			LAI du saule
				Herbacées sous saule	Saule	Totale	
SH-11	2,7	5,2	25 604	517	3 030	3 547	2,39
SH-12	2,5	6,5	29 108	380	4 169	4 549	3,38
SH-15	2,5	7,3	29 108	306	3 647	3 953	2,41
SH-17	3,2	9,5	45 974	402	4 887	5 288	2,14
SH-19	2,8	12	30 819	465	4 482	4 948	1,09
SH-20	2,5	5,5	45 974	444	4 307	4 751	1,89
Moyenne	2,7	7,7	34 431	419	4 087	4506	2,22
E.S.	0,11	1,1	3715	30	268	264	0,31

Tableau 4.2 Biomasse aérienne par station herbacée (H), et moyenne (ES), n=9.

Stations herbacées	Biomasse (g/m^2)
H2	470
H3	593
H4	274
H5	326
H6	334
H7	403
H8	441
H9	386
H10	401
Moyenne	403 (31)

4.3 Caractérisation souterraine de la végétation dans les résidus Goldex

4.3.1 Occurrence racinaire totale

Avec une moyenne de 14 (± 1,4) %, l'occurrence racinaire totale (sur tout le profil de sol jusqu'à une profondeur de 90 cm) dans les stations H varie de 21% (station H6) à 8% (station H3) (Figure 4.3a). De même, elle est en moyenne de 12 (± 2,28) % dans les stations SH, avec une valeur maximale de 19% (station SH17) et une valeur minimale de 4% (station SH20) (Figure 4.3b). En considérant l'erreur standard à la moyenne obtenue, l'écart de 1,7% entre les moyennes (Tableau

4.3) est relativement faible et l'occurrence racinaire totale ne semble pas varier entre les deux types de stations.

Tableau 4.3 Occurrence et densité racinaire totales en moyenne (E.S) par type de station

Occurrence moyenne totale (%)		Densité moyenne racinaire totale (dm^{-2})	
Herbacées	Saule Herbacées	Herbacées	Saule Herbacées
13,9 (1,4)	12,2 (2,3)	1,7 (0,18)	1,2 (0,28)

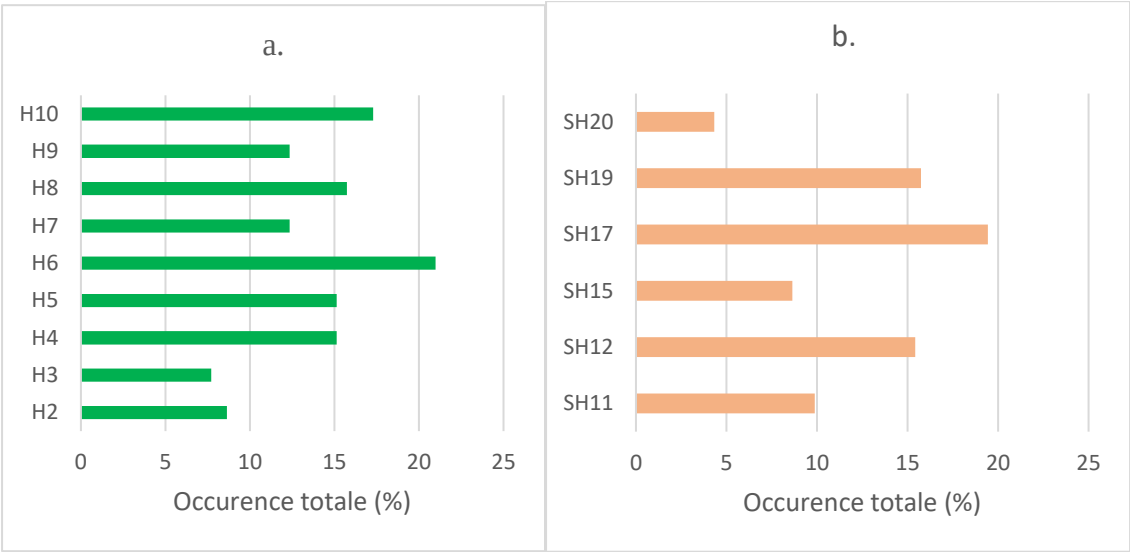

Figure 4.3 Occurrence racinaire totale (%) par station sous les deux types de stations : a. Herbacées (H), b. Herbacées et saule (SH).

4.3.2 Densité racinaire

La densité racinaire totale moyenne dans les stations H est de 1,7 (± 0,2) racines/dm^2 contre 1,2 (± 0,68) (racines/dm^2) au niveau des stations SH (tableau 4.3). La Figure 4.4 présente la densité racinaire par station dans les deux types de stations avec des valeurs maximales respectives de 2,4 (H6) et 1,9 (SH17) racines/dm^2 dans les stations H et SH. Comme pour l'occurrence totale, la différence des moyennes de densité racinaire totale entre les deux types de station reste faible (tableau 4.3).

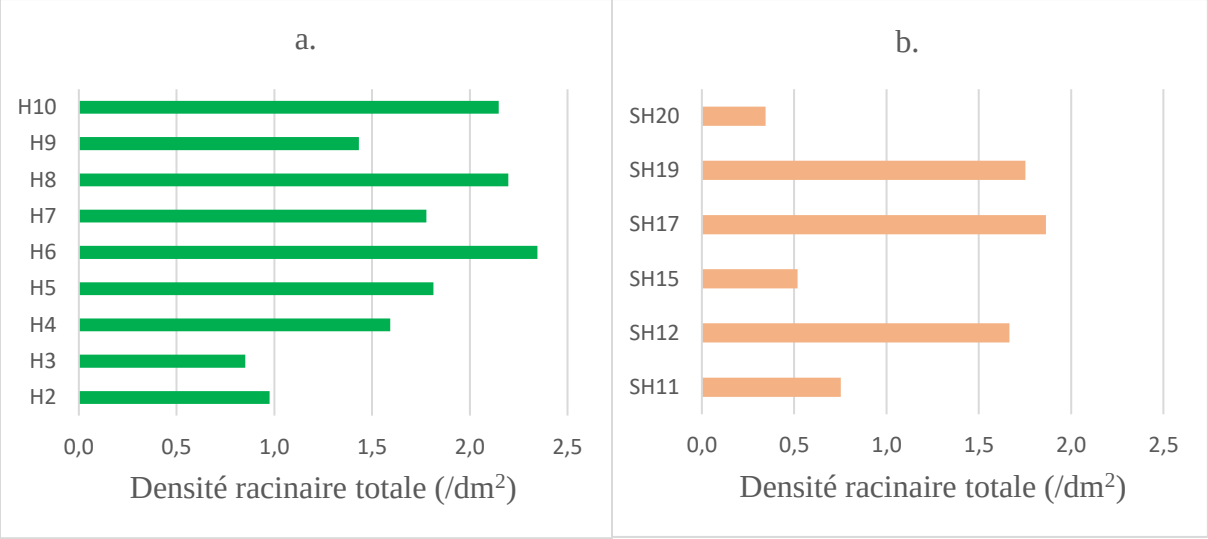

Figure 4.4 Densité racinaire totale (nombre de racines / dm^2) par station dans les deux types de stations : a. Herbacées (H), b. Herbacées et saule (SH).

Il est à noter que l'occurrence et la densité racinaires moyennes décroissent avec la profondeur du sol dans les deux types de stations. Les racines sont concentrées dans les 30 premiers cm des résidus Goldex (figures 4.5 et 4.6 ci-dessus).

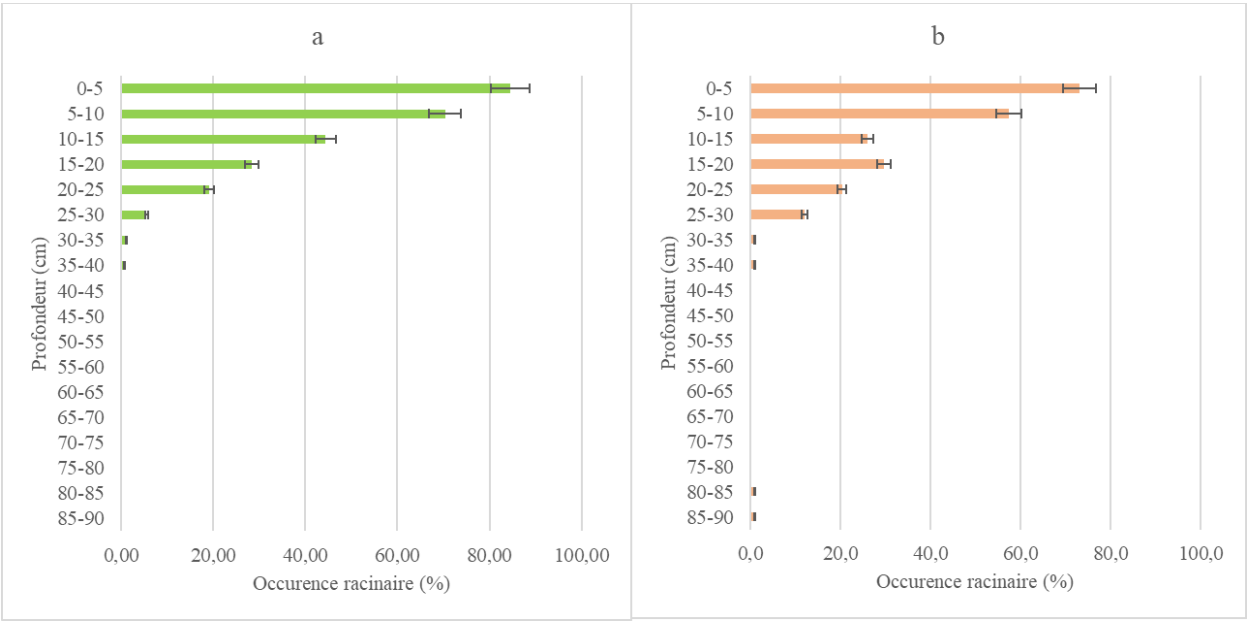

Figure 4.5 Occurrence racinaire moyenne (%) ± E.S. par niveau de profondeur du relevé pour les stations herbacées (a., n=9) et les stations herbacées avec saule (b., n=6)

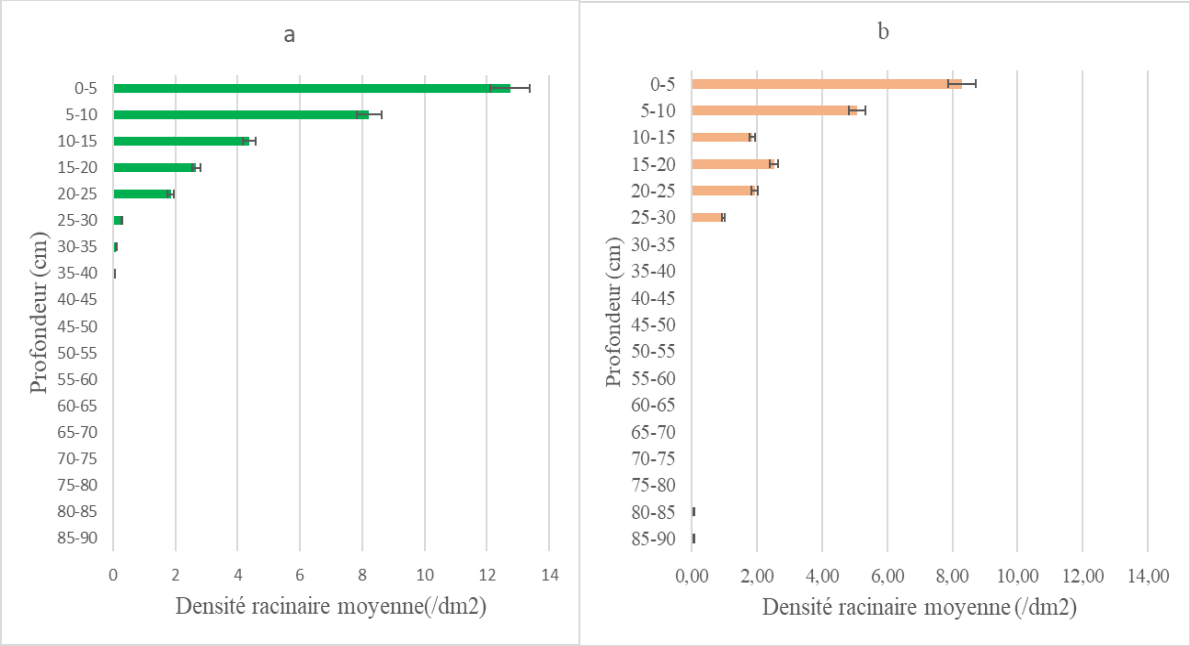

Figure 4.6 Densité racinaire moyenne (nombre de racines / dm^2) par niveau de profondeur du relevé pour les stations herbacées (a., n = 9) et les stations herbacées avec saule (b., n=6)

4.3.3 Profondeur maximale

La Figure 4.7 montre la profondeur maximale racinaire observée au niveau du profil de chaque station. Au sein du profil de la station SH19, une racine (ou tige souterraine) a été observée jusqu'à 90 cm de profondeur. Ceci est dû à la présence, aux alentours de la station, de peuplement de *Phragmites australis* à enracinement plus profond et différent des espèces trouvées dans cette station et dans les autres stations. A part cette racine exceptionnellement profonde, toutes les autres racines de ce profil SH19 apparaissaient entre 0 et 40 cm de la surface.

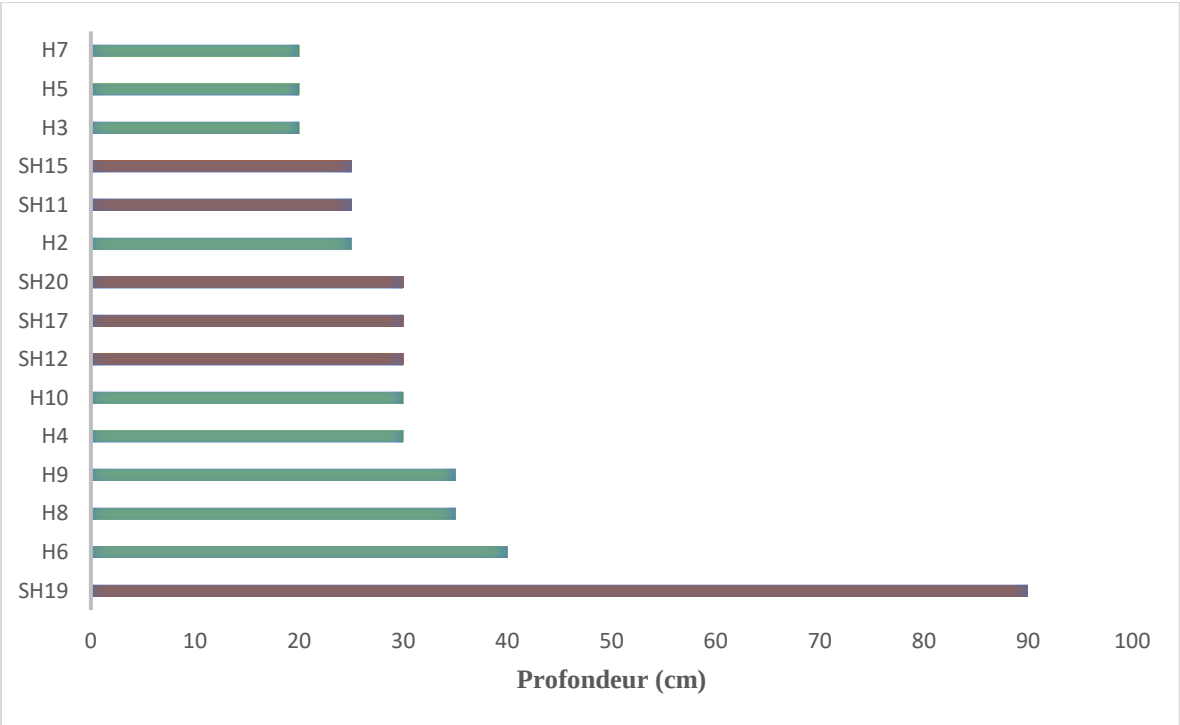

Figure 4.7 Profondeur maximale observée des racines par station (H : station herbacées, SH : station herbacées et saule)

En excluant cette profondeur maximale de 90 cm observée à la station SH19, les deux types de stations ont présenté des valeurs moyennes similaires (28 et 33 cm) en termes de profondeur maximale atteinte par les racines. La plus grande profondeur maximale des racines observée (40 cm) correspond à la station H6 et la plus petite (20 cm) dans les stations H3, H5 et H7.

Tableau 4.4 Profondeur de sol contenant 90% de l'occurrence des racines

Stations	Moyenne (E.S)	Maximale	Minimale
Herbacées	19 (2)	25	10
Herbacée avec saules	19 (2,4)	25	10

L'évaluation de la répartition de l'occurrence des racines dans le sens de la profondeur fait remarquer que dans toutes les stations, 90% des racines sont concentrées en moyenne dans les 20 premiers centimètres du profil, avec un maximum de 25 cm et un minimum de 10 cm (tableau 4.4).

4.3.4 Paramètres racinaires

Les résultats de l'analyse avec WinRhizo des paramètres racinaires des carottes non remaniées sous les deux types de stations et sur une profondeur de 30 cm sont consignés dans le tableau 6. Il ressort des résultats que la moyenne de RLD sous les stations H dépasse celle trouvée dans les stations SH. La moyenne en termes de RLD dans les stations H est de 1,5 (± 0,22) cm/cm^3 avec un minimum de 0,44 cm/cm^3 pour un maximum de 2,6 cm/cm^3. Cependant, elle est de 1,0 (± 0,18) cm/cm^3 dans les stations SH, avec une valeur maximale de 1,7 cm/cm^3 et une valeur minimale de 0,50 cm/cm^3. Cette plus faible valeur de RLD par rapport aux stations H pourrait être liée en partie à l'absence de l'espèce *Vicia cracca* dans les stations avec saule (Figure 4.2).

A part le RLD, les valeurs des autres paramètres racinaires (RMD, RVD et le diamètre moyen) restent plus élevées dans les stations SH que dans les stations H (tableau 4.5). Le diamètre moyen par exemple est de 0,30 (0,02) mm dans les stations SH et de 0,21 (0,007) dans les stations H. Ceci pourrait s'expliquer par la présence des racines grossières du genre ligneux *Salix* dans les stations SH observées in situ (profil) et en laboratoire dans les carottes. En effet, le pourcentage moyen de la longueur des racines de diamètre supérieur à 2 mm (Tableau B.6 en annexe B.) a été de 33% avec une valeur maximale de 75% (station SH20) dans les stations SH, et de seulement 4% dans les stations H avec un maximum de 18 % (station H5).

Tableau 4.5 Paramètres racinaires dans les carottes non remaniées. E.S. : erreur standard, n=9 pour stations H et n=6 pour stations SH

Type de station	Paramètres	Mini	Moyenne (E.S)	Max
Herbacées avec *Salix sp.* (SH)	RLD (cm/cm^3)	0,5	1 (0,18)	1,71
	RVD (cm^3/m^3)	369	1028 (235)	1739
	Dmoy (mm)	0,2	0,3 (0,02)	0,3
	RMD (g/m^3)	56	347(116)	863
Herbacées (H)	RLD (cm/cm^3)	0,44	1,5 (0,22)	2,57
	RVD (cm^3/m^3)	194	503 (69)	813
	Dmoy (mm)	0,18	0,21(0,007)	0,24
	RMD (g/m^3)	2,22	114,27 (22)	202,36

4.4 Résultats des caractéristiques géotechniques (essais de laboratoire)

4.4.1 Granulométrie

Dans cette section, en guise d'exemples, sont présentés les courbes et les paramètres caractéristiques des courbes granulométriques à différentes profondeurs du profil (10, 30, 40, 60, 80 cm de la surface) pour trois stations (figures 4.8, 4.9 et 4.10 ci-dessous) et tableaux 4.6, 4.7 et 4.8) représentant chacune un type de station (H, SH et TSV). Les résultats d'analyse granulométrique (courbes) pour les autres stations se trouvent en annexe D *(Figure D.3 à D.19)* ainsi que les *Tableau E.14* de synthèse des résultats des paramètres granulométriques obtenus pour toutes les stations, dont : le D_{10} (µm) et le D_{60} (µm), le coefficient d'uniformité C_u (D_{60}/D_{10}), qui caractérise l'aspect uniforme ou dispersé de la granulométrie des résidus Goldex (Holtz, Kovacs et Lafleur, 1991), le coefficient de courbure C_c et enfin le pourcentage passant 80µm, qui différencie les matériaux grossiers (sable, gravier) des matériaux fins (silt, argile), selon que $P_{80} < 50\%$ ou $P_{80} > 50\%$, respectivement (Système de classification USCS, ASTM 2017 ; Mbonimpa et al. 2020). Dans le cadre de cette étude (portant sur les résidus Goldex), la fraction grossière est représentée par du sable fin par rapport au silt et à l'argile, qui représentent la fraction fine.

Ainsi, il ressort du tableau 4.6 ci-dessous que le profil granulométrique de la station H6 présente une hétérogénéité en termes de valeurs de D_{10} et D_{60} selon la profondeur d'échantillonnage, avec une granulométrie bien étalée au niveau de toutes les profondeurs. Les profondeurs 30 cm et 80 cm ont présenté les valeurs de C_u les plus grandes (15,6 et 18,1, respectivement) avec des C_c plus élevés compris entre 1 et 3. Les horizons à 30 cm et à 60 cm de profondeur sont caractérisés par des particules fines avec des pourcentages passant 80µm de 68,8% et 70,2 %, respectivement, correspondant à du silt et de l'argile. Les diamètres des particules à 60% passant à ces deux niveaux de profondeur sont similaires (52 µm). Cependant, au niveau des profondeurs 10, 40 et 80 cm du profil de la station, les particules sont plus grossières avec un pourcentage passant 80 µm de 42,4%, 34,7% et 47, 2%, respectivement, et des D_{60} deux fois plus élevés qu'aux profondeurs 30 et 60 cm, soit 112 µm ; 152 µm et 108 µm, respectivement.

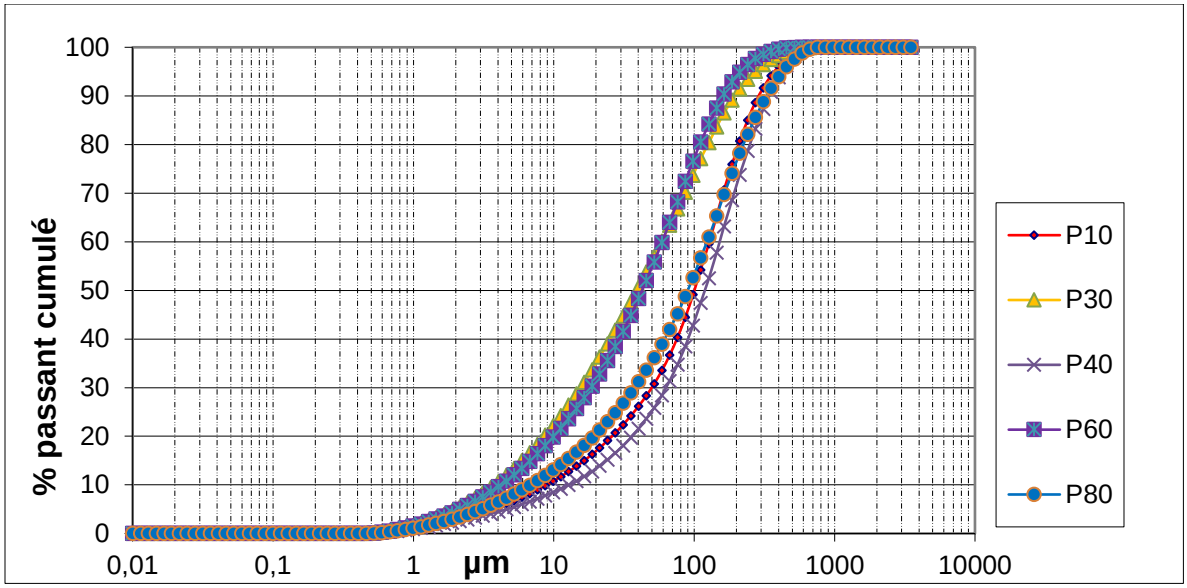

Figure 4.8 Courbes granulométriques à différentes profondeurs du profil d'une station herbacée (H6) : P10 (10 cm de la surface), P30 (30 cm), P40 (40 cm), P60 (60 cm), P80 (80 cm).

Tableau 4.6 Paramètres caractéristiques des courbes granulométriques des résidus Goldex à différentes profondeurs d'une station herbacée (H6).

Paramètres	**Profondeur (cm)**				
	10	30	40	60	80
C_U (-)	14,4	15,6	11,8	14,0	18,0
C_c (-)	2,2	1,0	2,0	1,3	1,7
D_{10}(µm)	7,8	3,3	13,0	3,7	6,00
D_{60}(µm)	112,0	51,6	152,0	52,1	108,00
<80µm (%)	42,4	68,8	34,7	70,2	47,2

Les caractéristiques des courbes granulométriques du profil de la station témoin (Figure 4.9) sont présentées dans le tableau 4.7. On observe une granulométrie étalée au niveau des profondeurs 10 cm, 30 cm et 40 cm avec des C_u respectifs de 12, 9,5 et 8. La granulométrie est très étalée dans les horizons 60 cm et 80 cm avec des C_u respectivement de 15,4 et de 18,8 et des C_c compris entre 1 et 3. Les horizons à 60 et à 80 cm sont constitués par du matériel grossier (sable fin) avec des pourcentages passant 80 µm respectifs de 56,0 et 56,8.

Du matériel fin (argile et silt) se localise dans les horizons 10, 30 et 40 cm de profondeur avec des D_{60} de 65,6 µm, 20,0 µm et 15,8 µm et des pourcentages passant 80 µm de 62,9%, 87,7% et 93,7%, respectivement. Comme pour la station herbacée H6, il ressort de cette caractérisation une hétérogénéité granulométrique dans le sens de la profondeur pour cette station témoin sans végétation, mais l'agencement des horizons de granulométrie fine et grossière selon la profondeur est différent.

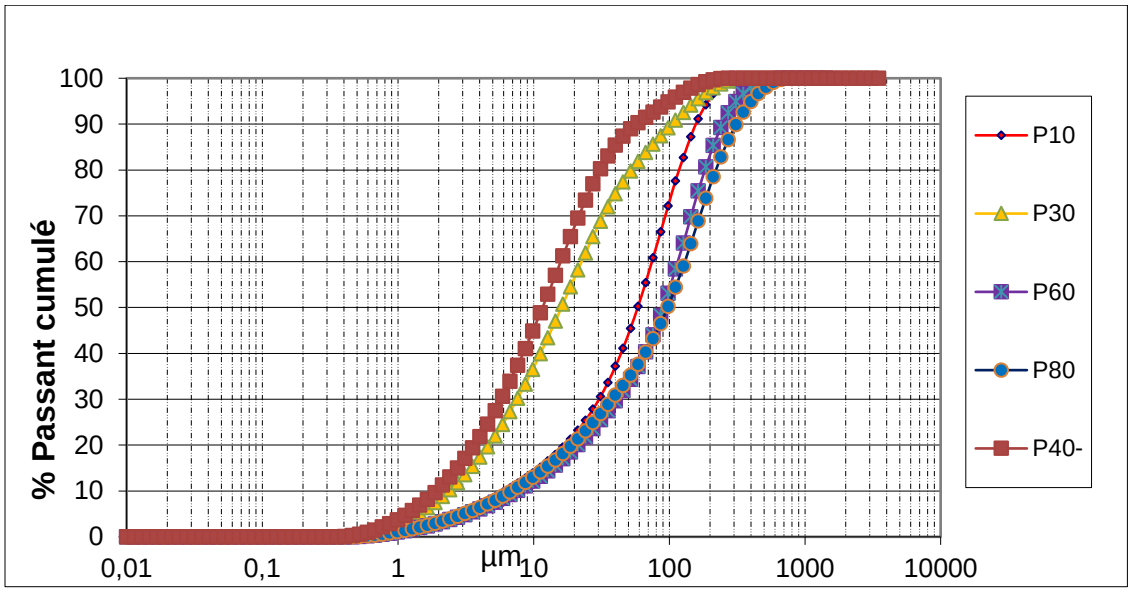

Figure 4.9 Courbes granulométriques à différentes profondeurs du profil d'une station témoin sans végétation (TSV23) : P10 (10 cm de la surface), P30 (30 cm), P40 (40 cm), P60 (60 cm), P80 (80 cm).

Tableau 4.7 Paramètres caractéristiques des courbes granulométriques à différentes profondeurs de la station TSV23

Paramètre	P10	P30	P40	P60	P80
C_u (-)	12	9,5	8,1	15,4	18,8
C_c (-)	2	1,0	1,0	1,9	1,6
D_{10} (µm)	5,4	2,1	1,9	6,6	6,0
D_{60} (µm)	65,6	20,0	15,8	102,0	114,0
<80µm (%)	62,8	87,6	93,6	46,2	45,1

Le profil de la station mixte (SH19) présente également une hétérogénéité dans le sens de la profondeur, avec une granulométrie bien étalée au niveau des horizons 30 cm, 40 cm et 80 cm caractérisée par des valeurs de C_u de 20,8, 14,8 et 13,4, respectivement, et par un C_c compris entre

1 et 3 (voir figure 4.10 et tableau 4.8 ci-dessous). L'ensemble du profil est marqué par une prédominance des matériaux fins (silt et argile) avec des pourcentages passant 80 µm allant jusqu'à 100% (profondeur 40 cm et 60 cm). L'horizon P30 est le plus grossier et le plus étalé, avec un D_{60} de 74,8 µm et un C_u de 20,8.

Il est à retenir que cette hétérogénéité verticale en termes de granulométrie sur le profil, remarquée sur le terrain et confirmée par ces résultats d'analyse granulométrique au laboratoire, se retrouve au niveau de toutes les stations qu'elles soient herbacées avec ou sans saule ou témoins. Elle peut être plus ou moins marquée d'une station à l'autre comme on peut le remarquer sur les graphiques et tableaux présentés respectivement à l'*annexe D* : courbes graphiques par niveau de profondeur *et Annexe* E : Caractéristiques des courbes granulométriques par station.

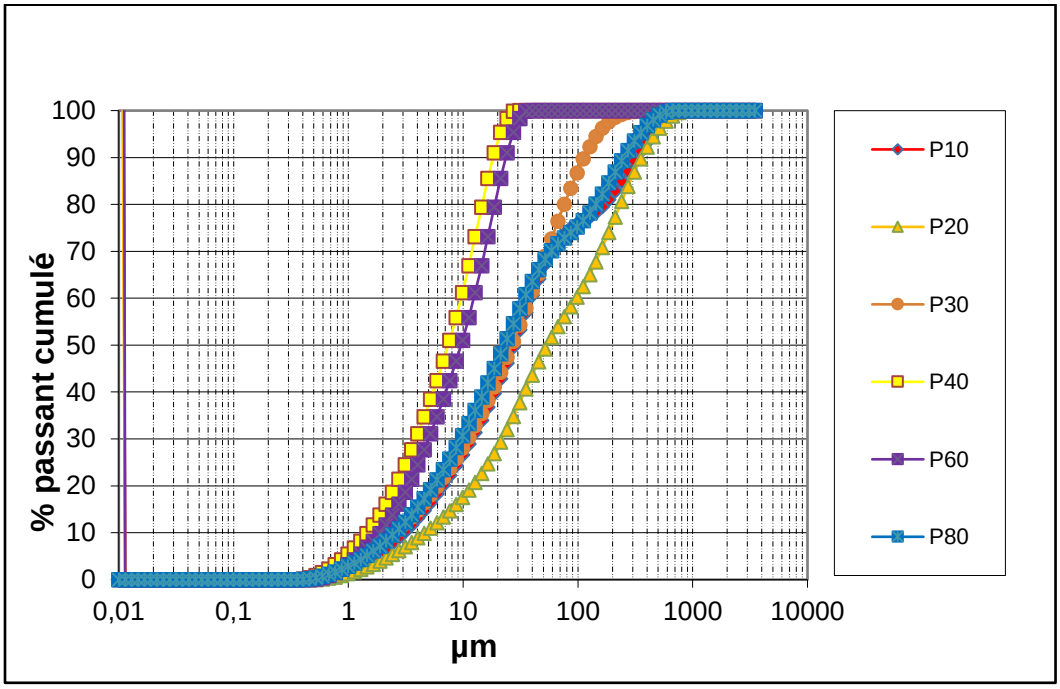

Figure 4.10 Courbes granulométriques à différentes profondeurs du profil d'une station saule avec herbacée (SH19) : P10 (10 cm de la surface), P30 (30 cm), P40 (40 cm), P60 (60 cm), P80 (80 cm).

Tableau 4.8 Caractéristiques des courbes granulométriques à différentes profondeurs d'une station saule avec herbacées (SH19)

Paramètre	**P10**	**P30**	**P40**	**P60**	**P80**
Cu (-)	12,9	20,8	14,8	6,9	13,5
Cc (-)	1,2	1,0	1,2	1,1	1,1
D_{10} (µm)	2,4	3,6	2,3	1,5	2,5
D_{60} (µm)	30,40	74,8	33,5	10,3	34,2
<80µm (%)	73	80	100	100	73

Les figures 4.11, 4.12 ,4.13 et 4.14 ci-dessous donnent la synthèse des résultats des paramètres granulométriques C_u, D_{60}, D_{10} et passant 80 µm obtenus par profil pour chaque station dans les trois cas de figure (herbacées, avec saule et témoins sans végétation). Cinq (5) niveaux de profondeur (10 cm, 30cm, 40 cm, 60 cm et 80 cm) sont considérés pour chaque profil.

A l'image des trois stations présentées plus haut, on remarque avec la figure 4.11 une granulométrie bien étalée au sein des stations avec des C_u moyens compris entre 8,4 (SH20) et 18,2 (SH11) et des C_c compris entre 1 et 3 (résultats non présentés). Quant à la variation dans le sens de la profondeur, le C_u varie entre un minimum de 3,6 (station H4) et un maximum de 22 (station SH11). Pour chaque type de station et au niveau de chaque station, on note une variation verticale du coefficient d'uniformité dans le sens de la profondeur (Tableau E.14 à l'annexe E). Seule la station SH17 a une variation faible du C_u (moyenne de 10,8 pour un minimum de 10,3 et un maximum de 11, 4). Cependant, pour une station comme SH19, on note une moyenne de 14 pour un minimum de 7 et un maximum de 21.

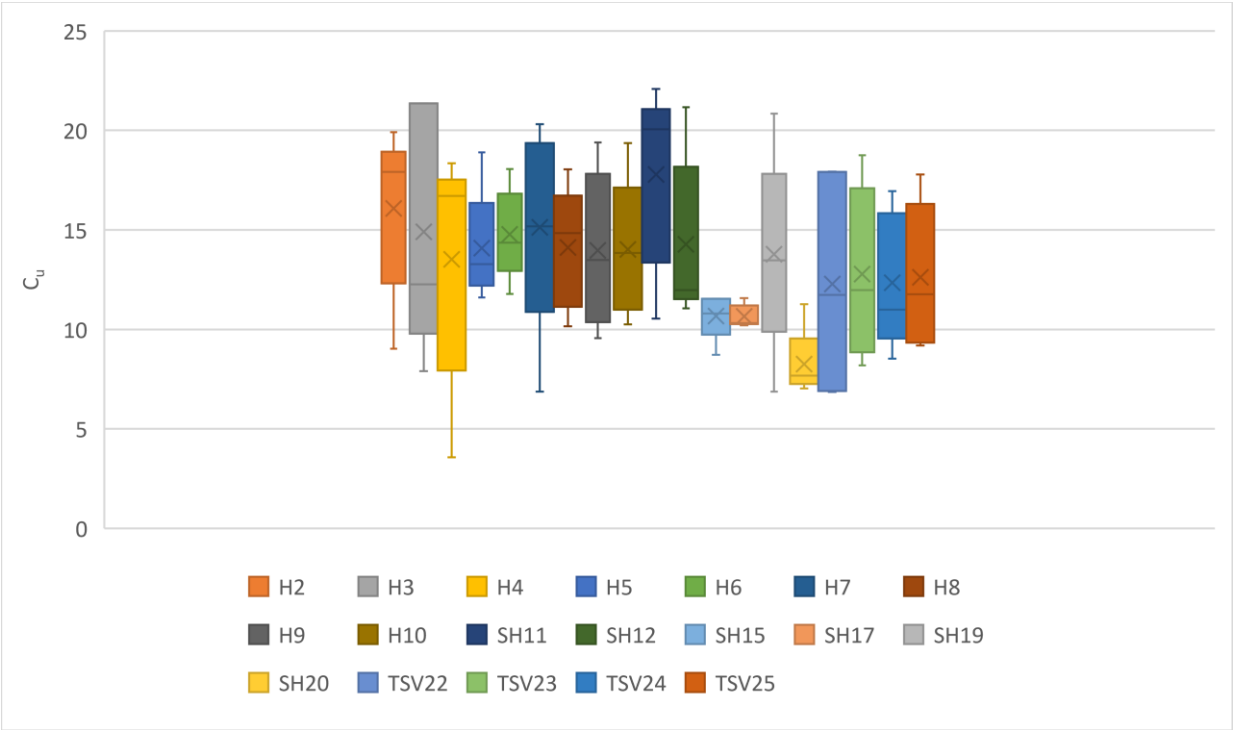

Figure 4.11 Variation du coefficient d'uniformité dans le profil pour chaque station (n=5 profondeurs). Dans chaque boxplot x = moyenn et la barre = médiane

Les valeurs de D_{60} apparaissent également très variables au sein des profils dans les stations. Cette hétérogénéité verticale se retrouve au niveau des trois types de stations. Seules les stations SH15, SH17 et SH20 montrent peu de variation du D_{60} dans le profil (figure 4.12). Pour le D_{10} (figure 4.13), les valeurs varient moins au sein d'une même station que pour le D_{60}, sauf pour la station H4 où l'écart interquartiles est de 23. Les valeurs de D_{10} dans un même profil sont beaucoup plus homogènes dans les stations SH et TSV par rapport aux stations H.

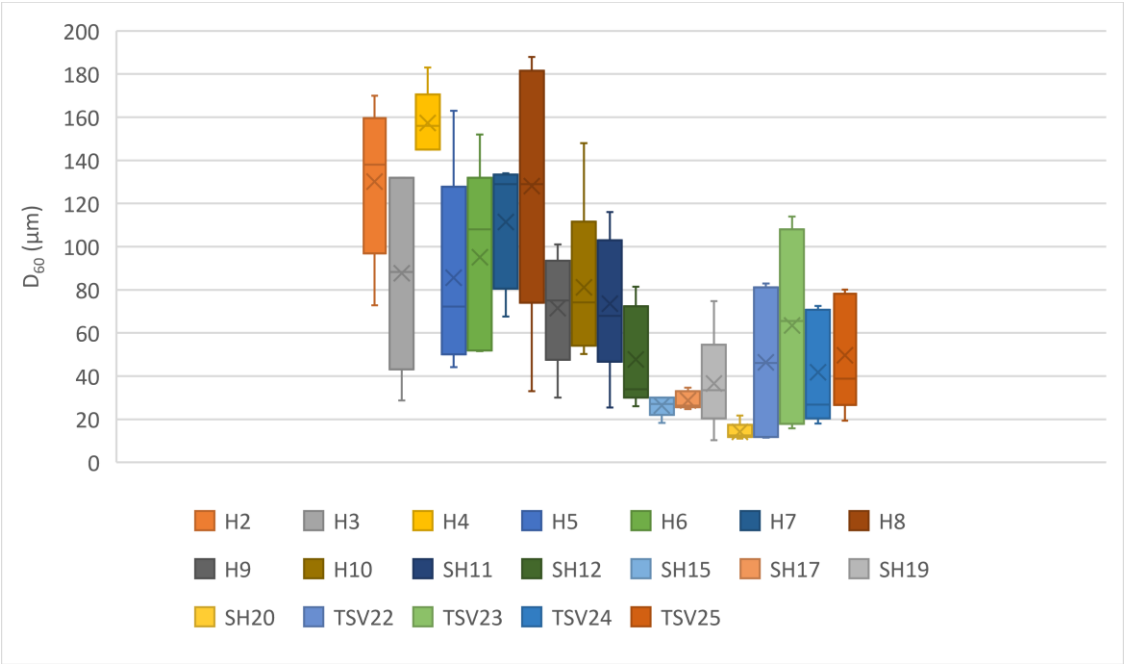

Figure 4.12 Variation du diamètre D_{60} en fonction de la profondeur dans le profil pour chaque station (n=5). Dans chaque boxplot x = moyenne et la barre = médiane

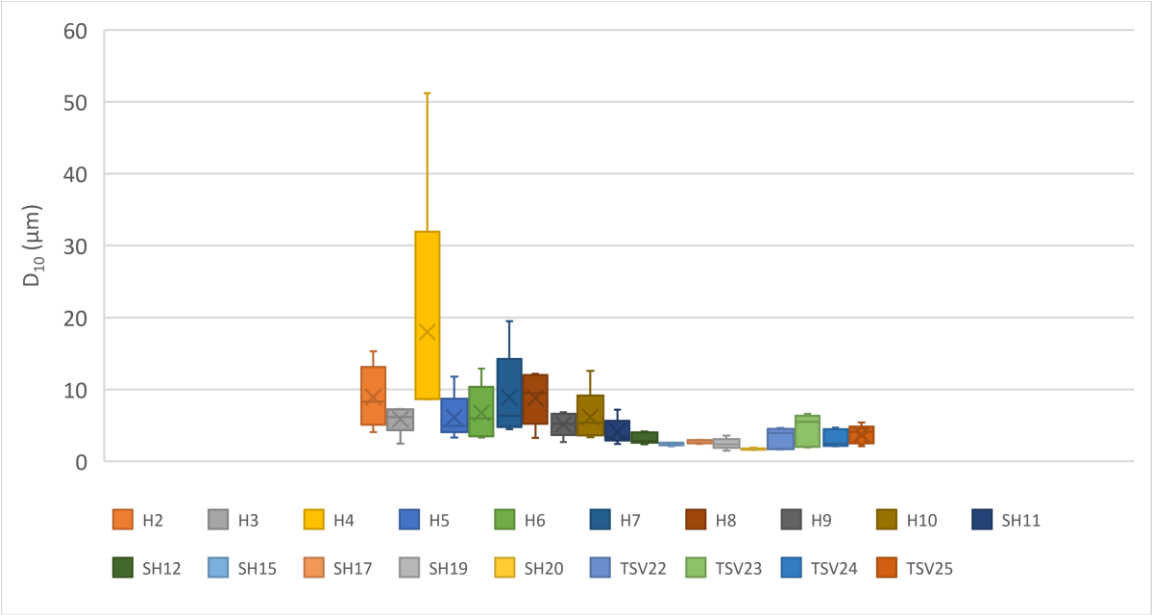

Figure 4.13 Variation du diamètre D_{10} en fonction de la profondeur dans le profil pour chaque station (n=5). Dans chaque boxplot x = moyenne et la barre = médiane

La figure 4.14 montre les résultats de classification granulométrique par niveau de profondeur des profils des stations selon le pourcentage passant 80 µm (Système de classification USCS, ASTM

2017 ; Mbonimpa et al. 2020) pour chaque station. Il ressort de cette figure que les profils des stations présentent une succession de couches (horizons) de granulométrie plus ou moins grossière. Cependant, il ne semble pas y avoir de tendance systématique. Par exemple, à la station H2, les résidus Goldex de la monocouche sont caractérisés par une granulométrie grossière au niveau des profondeurs 30 cm, 60 cm et 80 cm, avec un pourcentage passant 80 µm < 50%, et une granulométrie fine au niveau des profondeurs 10 cm et 40 cm, avec un pourcentage passant 80 µm de 60%. Les stations H4 et H8 ont toutes deux présenté quant à elles une granulométrie à dominante grossière des résidus (sable fin) pour chaque niveau de profondeur (10 cm, 30 cm, 40 cm, 60 cm et 80 cm) par rapport aux autres stations. En général, les résidus dans les stations TSV et les stations SH sont caractérisés par une granulométrie à dominante fine au niveau de toutes les profondeurs considérées, sauf SH11 et TSV23 qui comportent au moins un horizon plus grossier. Les courbes granulométriques des profils par niveau de profondeur des stations (en annexe) illustrent les détails de variations de distribution granulométrique dans le sens de la profondeur.

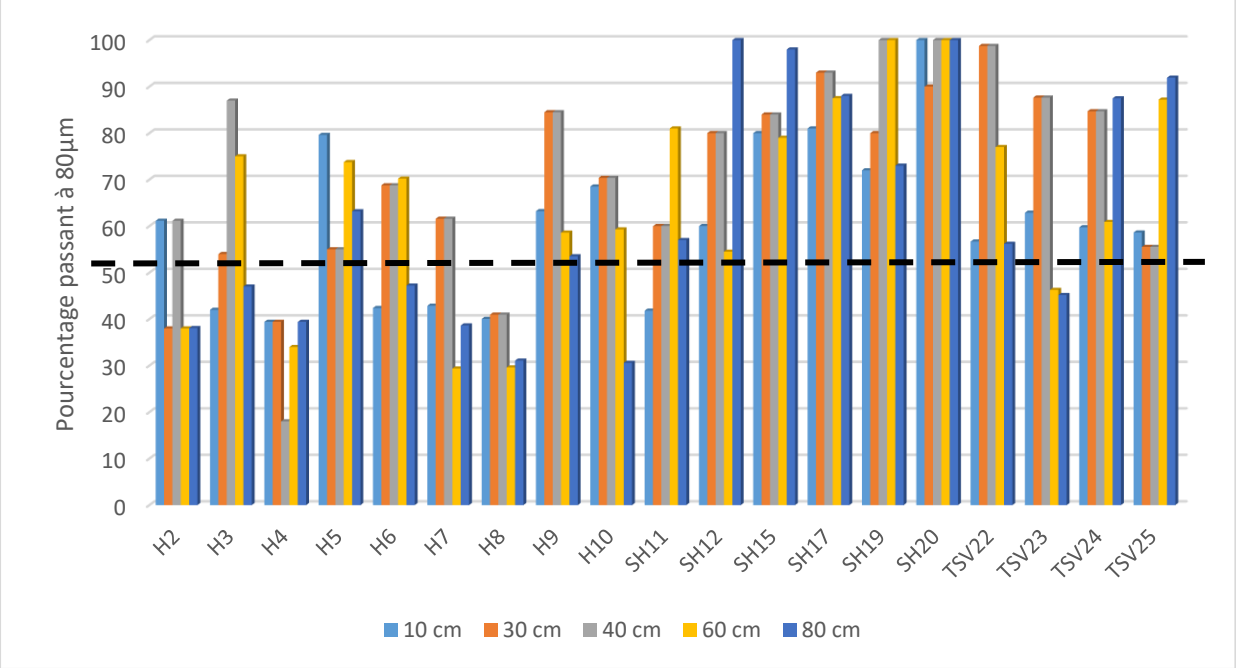

Figure 4.14 Pourcentage passant 80µm sur 5 niveaux de profondeurs dans le profil pour chaque station. La ligne discontinue = démarcation entre matériaux majoritairement grossiers (<50%) ou fins (> 50%)

4.4.2 Densité relative des grains solides

Les résultats de l'analyse de densité relative des grains de résidus au pycnomètre à hélium sont consignés dans les Tableau C.7 à Tableau C.9 à l'annexe C. Ils portent sur trois niveaux de profondeur (10 cm, 40 cm, 80 cm) pour chaque profil. La figure 4.15 compare les valeurs de la densité relative des grains de résidus par type de station.

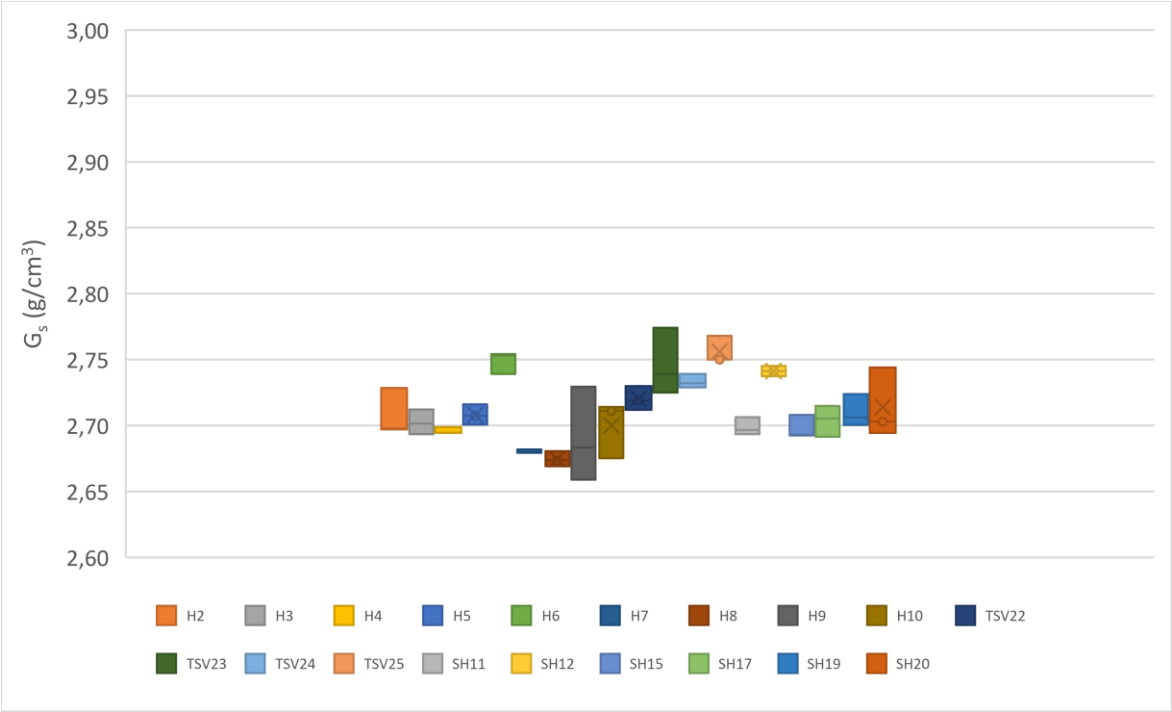

Figure 4.15 Variation de la densité relative des grains (n=3 profondeurs) par station.

Les moyennes de G_S par niveau de profondeur (10 cm, 40 cm et 80 cm) pour les stations H sont respectivement de 2,69, 2,70 et 2,71. Quant aux stations SH, aux mêmes niveaux de profondeurs, les valeurs moyennes de la densité relative des grains sont similaires et sont de 2,70, 2,71 et de 2,71, respectivement. Les stations TSV ont également présenté en moyenne des valeurs semblables aux trois niveaux de profondeur (2,73, 2,75 et 2,74) et légèrement plus élevées par rapport aux autres types de stations. A l'échelle du dispositif sur les résidus Goldex de la monocouche, les moyennes de densité relative des grains pour toutes les profondeurs par type de station sont semblables. Pour l'ensemble des stations, les valeurs de densité relative des grains obtenues sont comprises entre 2,65 et 2,77 et appartiennent à l'intervalle 2,6 à 4,0 des valeurs de densité relative mesurées pour des résidus miniers au Québec (Aubertin et al. 2002).

4.5 Caractérisation hydrogéologique des matériaux

4.5.1 Résultats des tests de perméabilité in situ

La figure 4.16 montre un exemple de courbe du taux d'infiltration en fonction du temps obtenue suite aux essais d'infiltration avec double anneau in situ. Les autres courbes sont en annexe (Figure F.20). Les essais ont été réalisés sur les résidus Goldex dans dix stations avec et sans végétation. Ce taux exprime la différence de niveau d'eau dans le cylindre interne par intervalle de temps. C'est une courbe décroissante qui se stabilise plus ou moins vers une constante (taux de chute à l'état d'équilibre) à partir de laquelle est estimée la conductivité hydraulique saturée selon l'équation (11).

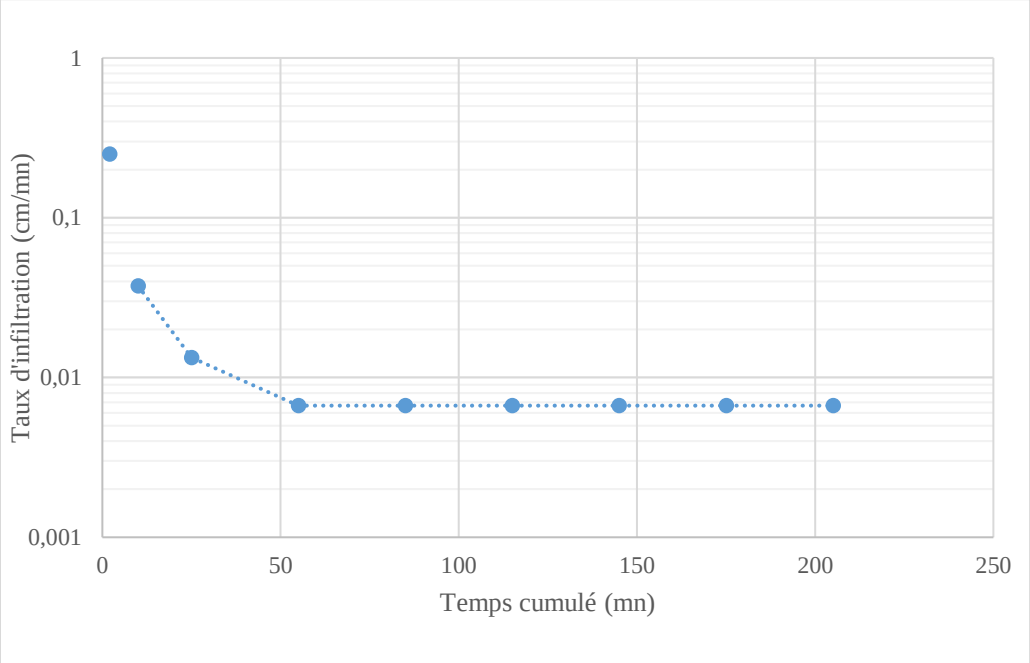

Figure 4.16 Taux d'infiltration in situ (cm/mn) d'une station témoin (TSV25)

Les résultats de la conductivité hydraulique saturée déduite à partir des tests d'infiltration réalisés *in situ* pour dix (10) stations d'essais sont présentés à l'annexe F20. Les résultats de test d'infiltration réalisés sur une longue durée (par exemple 72 h), confirment la stabilisation du taux d'infiltration au bout de quelques heures de mesure. La moyenne de conductivité hydraulique saturée obtenue est de 10^{-4} cm/s (± 0,42. 10^{-4}) avec une valeur maximale de 5.10^{-4} cm/s (SH14) et une valeur minimale de 2.10^{-5} cm/s (H7). Bien que l'écart entre ces valeurs minimale et maximale de k_{sat} et la moyenne soit inférieur à la précision de la méthode de mesure (généralement ± ½ ordre

de grandeur), les stations SH présentent une moyenne légèrement plus grande (2.10^{-4} cm/s) que les stations H et témoins (10^{-4}m/s et $5x10^{-5}$ cm/s, respectivement).

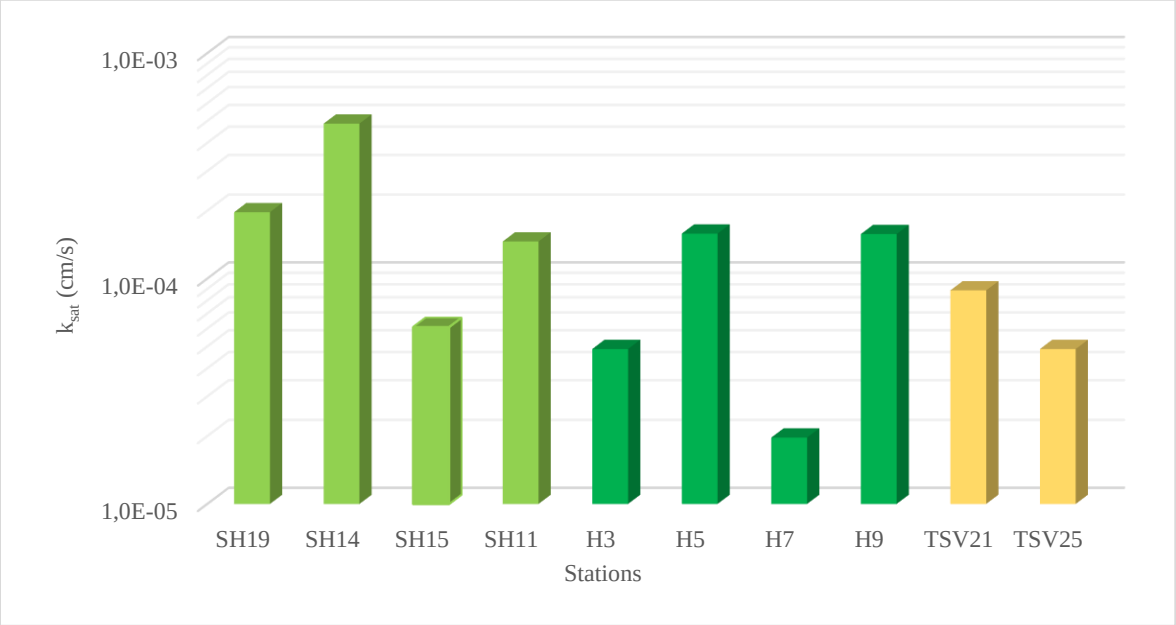

Figure 4.17 Conductivité hydraulique saturée in situ au niveau de dix stations sur les résidus Goldex (H : herbacées, SH : saule et herbacées, TSV : témoin sans végétation).

4.5.2 La conductivité hydraulique saturée des carottes non perturbées : essais de laboratoire

Les analyses de (k_{sat}) ont été réalisées sur les carottes non remaniées en conditions de laboratoire. Les résultats détaillés sont consignés dans les *Tableau G.16, Tableau G.17 et Tableau G.18* en annexe G. La Figure 4.18 montre les valeurs de k_{sat} mesurées. Chaque valeur représente la moyenne de deux mesures de la conductivité hydraulique à charge variable à partir d'un perméamètre à paroi rigide (cylindre contenant la carotte non remaniée). Les moyennes de k_{sat} mesurées et prédites (par KCM, Mbonimpa et al., 2002) par type de station sont présentées dans le tableau 4.9.

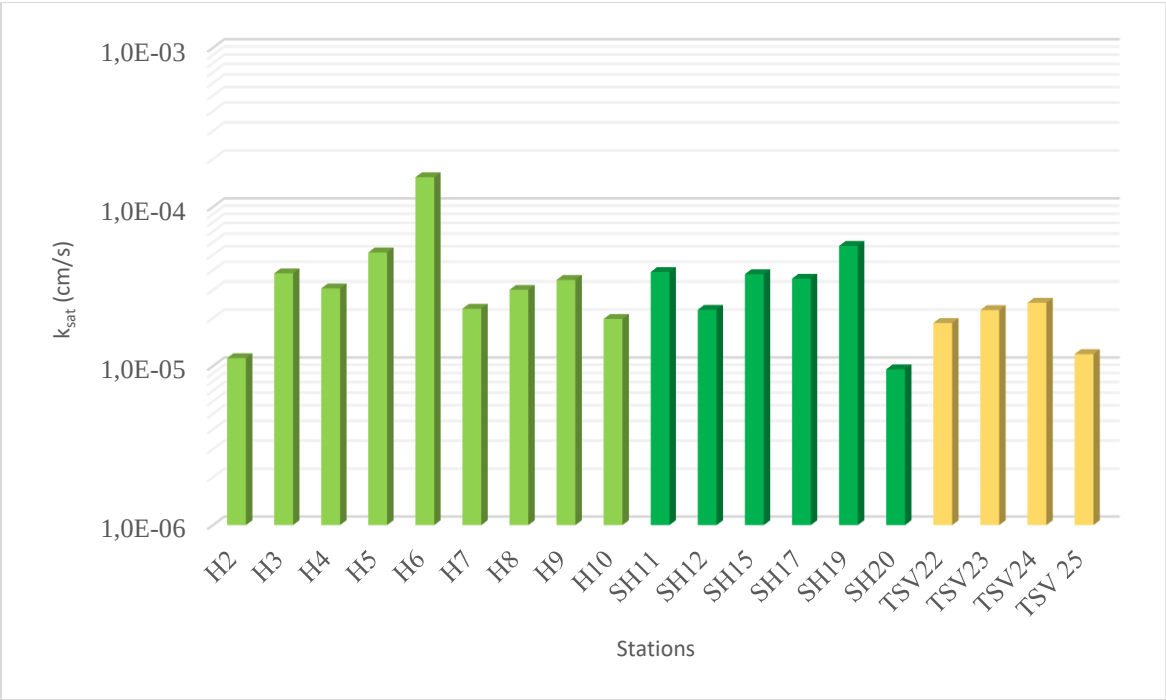

Figure 4.18 Conductivité hydraulique (k_{sat}) (cm/s) mesurée en conditions de laboratoire pour 9 stations herbacées (H), 6 stations saule et herbacées (SH) et quatre stations témoins sans végétation (TSV).

Tableau 4.9 Conductivité hydraulique saturée moyenne prédite et mesurée par type de station

Type de stations	k_{sat} (cm/s) moyenne (E.S)	
	k_{sat}_prédite	k_{sat}_mesurée
Herbacées	8,0E-05 (1,7E-05)	4,4E-05 (1,4E-05)
Saule et Herbacées	6,1E-05 (2,1E-05)	3,4E-05 (0,66E-05)
Témoins	6,1E-05 (1,9E-05)	1,9E-05 (0,3E-05)

Les valeurs moyennes mesurées de la conductivité hydraulique saturée pour les trois types de stations (H ; SH et TSV) sont respectivement de 4,4E-05 cm/s (1,4E-05), 3,4E-05 cm/s (0,66E-05) et de 1,9E-05 cm (0,3E-05). Au regard des erreurs standards obtenues au sein de chaque type de station, on observe peu de variation par rapport à la moyenne. A nouveau, l'écart entre les moyennes de k_{sat} par type de station est inférieur à la précision de la méthode de mesure (généralement reconnue comme ± ½ ordre de grandeur), donc il n'y a pas de différences

significatives entre les conductivités hydrauliques saturées selon la présence ou le type de végétation.

La figure 4.19 compare les valeurs de k_{sat} mesurées et prédites selon le modèle de KCM (Mbonimpa et al., 2002). Les résultats de la prédiction représentent la prédiction de k_{sat} avec la moyenne des paramètres granulométriques obtenus à deux niveaux de profondeur (10 cm et 30 cm) entre lesquels est comprise la longueur de chaque carotte. Le Tableau G.19 à l'annexe G donnent les valeurs des paramètres des matériaux ($C_{u\ (-)}$, e (-) et $D_{10\ (\mu m)}$) utilisées pour la prédiction de la k_{sat} (cm/s) pour chaque station. Ces paramètres sont obtenus suite aux analyses granulométriques.

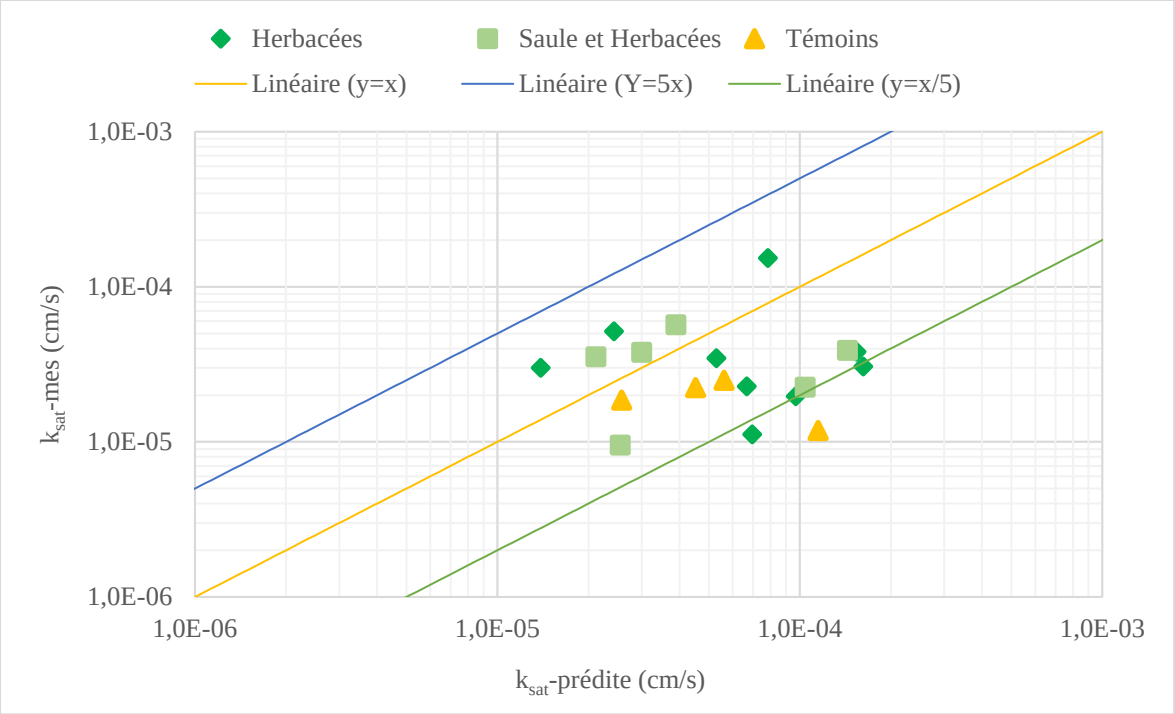

Figure 4.19 Comparaison entre k_{sat} prédite (cm/s) et k_{sat} mesurée (cm/s) pour les 3 types de stations herbacées, saule et herbacées et témoins.

Il ressort de cette comparaison (figure 4.19) que les valeurs des mesures expérimentales des essais de la conductivité hydraulique en laboratoire sont la plupart du temps similaires aux valeurs prédites à partir des moyennes des paramètres granulométriques des résidus Goldex à deux niveaux de profondeur, selon le modèle de Kozeny Carman modifié par Mbonimpa et al. (2002), laissant encore une fois supposer que l'effet de la végétation sur k_{sat} n'est pas important sur les échantillons testés.

4.6 **Comparaison entre les valeurs de la conductivité hydraulique mesurées et les valeurs de la densité de la longueur des racines**

Il ressort du graphique ci-dessous (figure 4.20) le manque de relation entre les valeurs de densité de longueur racinaire trouvées et celles de la conductivité hydraulique saturée mesurée au laboratoire pour chaque station. Ce qui pourrait se traduire par le fait que la colonisation racinaire de la monocouche, à ce stade de développement de la végétation, n'a pas entrainé d'effets significatifs sur la conductivité hydraulique saturée des 30 premiers cm de résidus Goldex.

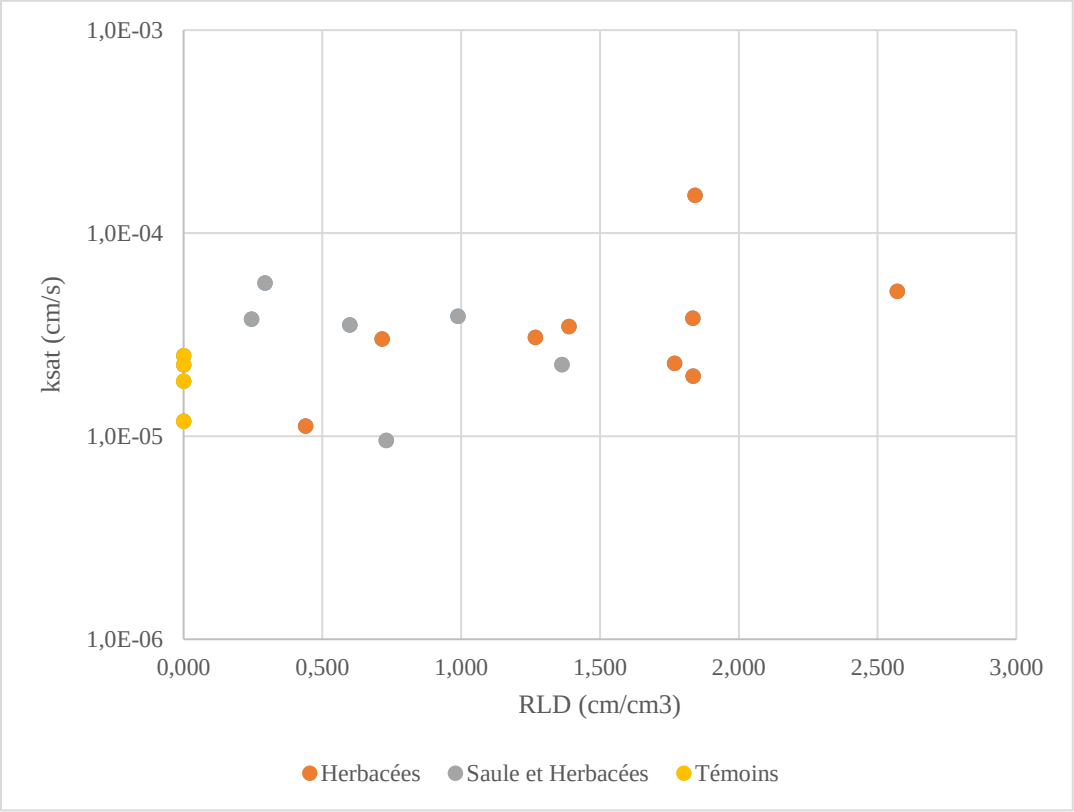

Figure 4.20 Comparaison des valeurs mesurées de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) et de densité de longueur de racines (RLD) dans les carottes de résidus Goldex non remaniées prélevées dans les trois types de stations.

CHAPITRE 5 DISCUSSION

Ce chapitre fait suite aux chapitre 1 de l'introduction, au chapitre 2 de revue de la littérature, au chapitre 3 qui parle du matériel et méthodes utilisés et enfin au chapitre 4 des résultats obtenus dans cette étude portant sur l'impact de la colonisation racinaire de deux types de végétation sur les propriétés hydrogéologiques d'une CM-NPS. Cette partie va confronter les résultats aux trois hypothèses de travail formulées au départ en se basant sur les connaissances disponibles dans la littérature.

5.1. Caractérisation de la végétation

Du point de vue topographique du site (parc 2), on note un terrain homogène sur lequel la végétation s'est installée. Les résultats de la caractérisation de la végétation en termes de couverture par les herbacées montrent un taux de recouvrement de 100% dans toutes les stations avec végétation. En effet, le recouvrement végétal de la monocouche est constitué d'une végétation de type herbacée composée principalement de graminées (*Poaceae*) et de légumineuses (*Fabaceae*). L'association entre les deux ainsi que la disponibilité en eau confère un bon développement du couvert végétal sur la monocouche. La prédominance des *Poaceae* pourrait être liée à leur caractère compétitif par rapport aux autres espèces pour l'acquisition des nutriments (azote, phosphore et potassium) (Davies, 2001; Haynes, 1980). D'ailleurs, les *Poaceae* sont connues pour leur productivité élevée, donc utilisées comme plantes pionnières pour le recouvrement rapide et la lutte contre l'érosion sur les résidus miniers (Burger & Zipper, 2018; Burger et al., 2010). Ce sont des plantes compétitives qui depuis leur semis (lors de la végétalisation après restauration) sont restées les plantes dominantes par rapport aux autres espèces du parc 2, que ce soient les *Fabaceae* semées ou les plantes colonisatrices. Ceci va à l'encontre des travaux de Burger et al. (2010) qui ont défini quatre étapes de développement de la communauté végétale après ensemencement herbacé (Figure 5.1) et ont remarqué une prédominance des légumineuses à partir de la deuxième étape (entre 4 et 6 ans après ensemencement).

En dépit de la forte présence des graminées, très compétitives pour la lumière et autres ressources vis-à-vis des arbustes et arbres colonisateurs (Bouchard et al., 2018; Rizza et al., 2007 dans Bussière & Guittonny, 2020), les saules ont spontanément colonisé le parc 2 de façon sporadique. L'ombre créée par les plants de saules isolés reste insuffisante au stade actuel de leur croissance

pour diminuer le recouvrement des graminées (intolérantes à l'ombre; Strong, 2000) dans les stations avec saules. En termes de biomasse aérienne, les plantes herbacées dans les deux types de stations (Herbacées avec et sans saules) ont présenté des moyennes semblables.

Par ailleurs les légumineuses ont la capacité de fixer l'azote atmosphérique à partir de leur système racinaire pour leur croissance sur un milieu qui est pauvre en nutriments comme une monocouche faite de résidus miniers (Louarn et al., 2010; Vertès et al., 2010; Vertès et al., 2015). Cependant, en raison du temps nécessaire pour le développement des nodosités contenant les bactéries fixatrices d'azote atmosphérique chez les *Fabaceae,* la satisfaction des besoins en azote pourrait ne pas se faire en début de végétalisation (Voisin et al., 2015). En plus, les facteurs biotiques et abiotiques comme le déficit hydrique ou l'excès d'eau peuvent constituer des limites dans la fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses en affectant l'installation ou le fonctionnement des nodosités (Voisin et al., 2015). Ainsi, dans le cas de la CM-NPS du parc 2 du site Manitou, on parle davantage d'un excès d'eau qui a probablement limité la fixation de l'azote par les légumineuses et entrainé le maintien de la prédominance des *Poaceae* sur celles-ci.

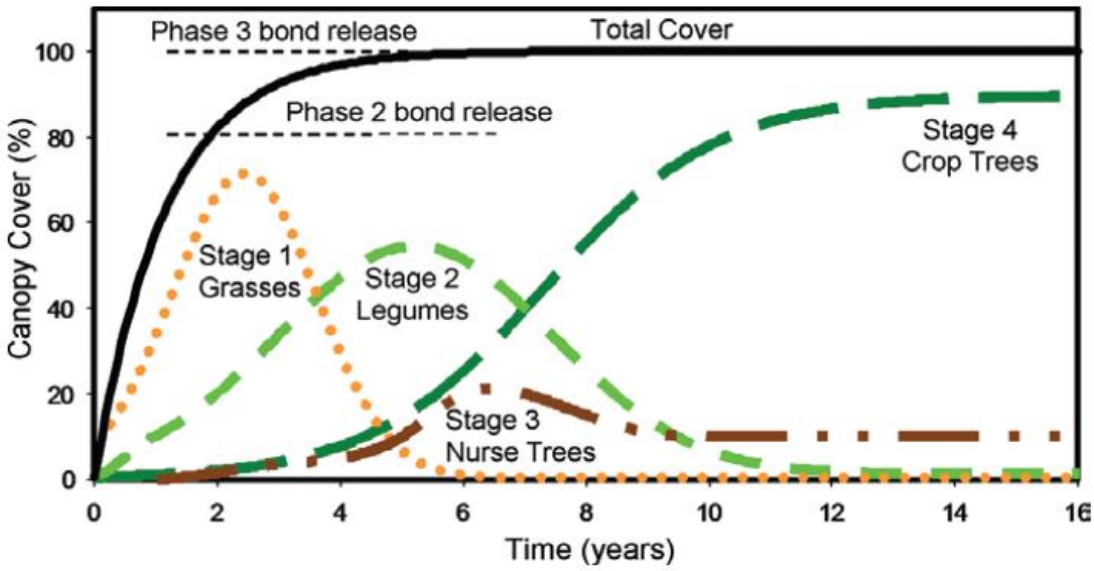

Figure 5.1 Évolution de la couverture végétale au fil du temps avec l'approche de régénération forestière (tiré de Burger et al., 2010)

5.2. Caractérisation de la colonisation racinaire

Les valeurs des paramètres racinaires trouvées de 0 à 30 cm de profondeur sont présentées dans le tableau 4.6. En termes de RLD (cm/cm^3), les valeurs obtenues sont supérieures à celles trouvées

(0,17- 0,33 cm/cm^3) sur résidus miniers par Guittonny-Larchevêque et al. (2016a) entre 20 et 30 cm et inférieures à celles trouvées par Ben Khouya (2020) sur les résidus Goldex au parc 2 du site Manitou entre 0 et 10 cm (entre 3,8 et 13,7 cm/cm^3). Cette différence varie selon les études, qui concernent différents niveaux de profondeur. Dans notre cas, nous avons exclu la couche de matière organique (5 cm) de surface, alors que cette couche peut contenir une quantité de racines non négligeable. La matière organique représente en effet un stock de nutriments pour les plantes et améliore l'aération du sol, ce qui peut favoriser le développement racinaire. Également, vu que la colonisation racinaire, dans cette étude (section 5.2 et 5.3) et dans des études antérieures (Guittonny Larchevêque et al., 2016, Guittonny Larchevêque & Lortie, 2017 ; Proteau et al., 2020), diminue généralement avec la profondeur du sol, les valeurs des RLD se rapportant aux premiers niveaux de profondeur peuvent dépasser celles des niveaux inférieurs.

La première hypothèse de l'étude indique que l'on s'attend à une différence de colonisation racinaire de la couverture monocouche en termes de RLD, RVD, RMD, de diamètre moyen, d'occurrence et de densité racinaire entre les zones herbacées avec saules et sans saules. C'est à dire que l'on s'attend à une augmentation de ces paramètres dans les stations avec saules par rapport à celles composées uniquement de plantes herbacées. Au regard des résultats obtenus, cette hypothèse se vérifie au niveau des paramètres RVD, RMD et du diamètre moyen des racines qui augmentent respectivement d'un facteur de 2, 3 et 1,5. En effet, dans les stations SH, la présence de saules, une espèce ligneuse (Souch et al., 2004), pourrait expliquer cette augmentation des trois paramètres par rapport aux stations uniquement composées de végétation herbacée. Les espèces arborées par rapport aux plantes herbacées, en raison de leur grande taille peuvent avoir un enracinement profond et grossier (Shenk et Jackson, 2002 ; Freschet et al., 2017). Cependant, en termes de densité de la longueur racinaire (RLD), on note une valeur de ce paramètre légèrement plus élevée dans les stations herbacées par rapport à celles avec saules. Ceci pourrait être dû en partie à l'absence d'une espèce (*Vicia cracca*) sous les stations avec saules. Cette espèce de *Fabaceae*, même si on estime que son influence au niveau aérien est limitée au regard de la biomasse aérienne totale des herbacées (moyenne semblable) entre les deux types de station, a cependant une contribution spécifique au recouvrement en moyenne de 6% pour un maximum de 12 % dans les stations herbacées. Par ailleurs cette espèce possède un système racinaire rhizomateux avec une ramification en profondeur (Aarssen et al., 1986). Un autre facteur qui pourrait être cité comme cause de cette diminution de la densité de longueur des racines (RLD) au

niveau des stations avec saules serait probablement l'exclusion de racines en surface liée au nivellement à la scie électrique des extrémités des cylindres contenant la carotte non remaniée destinée aux essais de perméabilité au laboratoire. Les extrémités plus ou moins endommagées lors des prélèvements des carottes *in situ*, suite à un obstacle dû à la présence d'une racine grossière ou d'une structure compacte en surface, ont été éliminés par coupe. Notons que cette contrainte a restreint le nombre d'échantillons finaux traités car les stations où les extrémités des cylindres ont subi des fissures ou des déformations sur plus de cinq centimètres ont été exclus des analyses hydrogéologiques et racinaires.

Quant à l'occurrence racinaire et à la densité racinaire totales, les moyennes sont semblables dans les deux cas (stations avec et sans saules) avec une légère augmentation au niveau des stations herbacées. Comme dans d'autres études (Guittonny Larchevêque et al., 2016, Guittonny Larchevêque & Lortie, 2017 ; Proteau et al., 2020), les deux paramètres diminuent dans les deux cas avec la profondeur, avec une concentration des racines en surface plus élevée dans les stations herbacées ce qui coïncide avec l'augmentation des valeurs moyennes de RLD observée dans les carottes de 30 cm pour les mêmes types de station par rapport à celles avec saules.

5.3 Profondeur maximale d'enracinement

La deuxième hypothèse, selon laquelle on s'attend à une plus grande profondeur maximale d'enracinement dans les stations avec saule, n'est pas vérifiée dans le cadre de cette étude sur la colonisation racinaire de la monocouche sous les deux types de végétation. Dans les deux cas, il a été observé une profondeur moyenne de 28 cm, avec une valeur maximale de 40 cm et une valeur minimale de 25 cm, et une colonisation racinaire concentrée (90% de l'occurrence des racines) sur les premiers 30 cm du recouvrement monocouche. Cette absence de différence pourrait être due à l'effet de la technique du recouvrement monocouche combinée avec une nappe phréatique surélevée qui engendre le maintien d'un haut degré de saturation dans le recouvrement, qui d'après nos résultats de caractérisation est composée de matériaux fins (sable fin, silt et argile). Plusieurs études ont montré que les racines de beaucoup d'espèces ne dépassent pas la limite de la saturation (frange capillaire) (Mishra et al., 1997; Sainju & Good, 1993; Strong & Roi, 1983). Avec un niveau de la nappe inférieur à 1 m de la surface au moment de l'étude, ces conditions saturées ne favorisent pas la présence d'oxygène en profondeur dans le profil, pourtant nécessaire pour la respiration cellulaire des racines, limitant la progression verticale des racines dans la monocouche.

Pourtant, Canadell et al. (1996) et Jackson et al. (1996) estiment qu'en général les espèces ligneuses possèdent un système racinaire plus profond que les herbacées. De plus, le saule est considéré comme espèce ayant une bonne capacité d'adaptation à l'ennoiement saisonnier avec probabilité d'élongation racinaire même en conditions saturées (Jackson & Attwood, 1996). Il possède un système racinaire pouvant aller jusqu'à 2 m de profondeur (Karizumi, 1979). Ce qui veut dire que les saules devraient bien s'adapter aux conditions de la monocouche avec une nappe phréatique surélevée. Cependant, les plants de saules trouvés dans les stations SH pour cette étude sont encore jeunes, ce qui pourrait expliquer le confinement de leur système racinaire en surface de la monocouche, avec une profondeur maximale en moyenne identique à celle des espèces herbacées. Un autre facteur qui pourrait limiter ou réduire la progression des racines en profondeur est la stratification de matériaux aux propriétés différentes dans les sites miniers (Guittonny Larchevêque et al., 2016b ; Guittonny Larchevêque & Lortie, 2017). Or, la caractérisation des profils des différentes stations dans le cadre de cette étude a montré une stratification verticale au sein de la monocouche, avec une strate supérieure formée de matière organique (0-5 cm), suivie d'une alternance entre trois matériaux différents en termes de granulométrie (sable fin, silt et argile). Les matériaux de granulométrie fine observés pourraient constituer un filtre écologique pour la croissance des racines des plantes suite à une densité élevée comme le fait remarquer (Keddy, 1992). En plus, dans des résidus miniers fins et compacts, le développement des racines ne serait pas facile (Guittonny-Larchevêque et al., 2013, 2016) comme le font remarquer (Lipiec & Hatano, 2003).

La concentration des racines sur les premiers 30 cm en surface pourrait limiter leur effet sur la performance de la couverture monocouche. Il n'est pas exclu cependant, avec la croissance des plants de saule ou avec la désaturation de la couverture (sécheresse extrême, variabilité de la précipitation ; Bussière et Guittonny, 2020), d'observer un enracinement plus profond sur le long terme sous les saules ou un effet de pompage de l'eau du sol par les racines fines (≤ 2 mm ; Lambert et al. 2008).

Notons que la présence ponctuelle de rhizomes tubulaires (densité et occurrence respectivement de 0,4 et de 1%) a été observée entre 85 et 90 cm de profondeur au niveau de la station SH19. Ceci serait dû à la présence d'un peuplement de roseau (*Phragmites australis*), qui est une espèce exotique envahissante au Québec, à proximité de la station. Dans le cadre de cette étude, la

caractérisation de la couverture monocouche en termes de colonisation racinaire par cette espèce à enracinement profond n'a pas été investiguée en détails. Cependant, porter une attention plus particulière sur la présence et l'évolution de celle-ci dans le parc 2 serait nécessaire.

5.4. Caractérisation hydrogéologique et relation k_{sat} vs paramètres racinaires

La troisième hypothèse de notre étude prévoit que la présence des racines pourrait influencer les valeurs de k_{sat} mesurées *in situ* et au laboratoire sous les deux types de végétation avec une augmentation significative de k_{sat} au niveau des stations avec saules.

Cependant, les essais de perméabilité réalisés au laboratoire sur des échantillons prélevés in situ montrent que les valeurs moyennes en termes de k_{sat} (cm/s) sont dans le même ordre de grandeur (10^{-5}) au niveau des trois cas étudiés (station herbacée, avec saule, et témoins sans végétation) avec des différences de moyenne non significatives. De même pour les valeurs de la k_{sat} obtenues à partir des tests d'infiltration *in situ*. Ces résultats indiquent qu'il n'y a pas eu de changement significatif des propriétés des matériaux (k_{sat}) de la couverture monocouche sous l'effet de la végétation actuelle, 12 ans après le début de la végétalisation du parc 2. Cependant, vu l'évolution des paramètres racinaires en termes de diamètre moyen, liée à la présence de saules dans les stations mixtes, un changement des propriétés des matériaux pourrait apparaître avec le temps. En effet, avec l'âge des plantes, le diamètre moyen des racines augmente (Finér et al., 1997). Les racines de gros diamètres (supérieur à 0,39 mm) sont susceptibles d'apporter des modifications par création de macropores (> 37,5 µm) (Bodner et al., 2014 ; Proteau et al., 2020) dans la monocouche et par conséquent d'augmenter la conductivité hydraulique saturée de cette couverture. C'est pourquoi un suivi de l'évolution de l'enracinement et des traits racinaires des saules sur la couverture monocouche s'avère nécessaire.

L'hypothèse 3 suggère qu'une relation pourrait exister entre les valeurs de k_{sat} mesurée et les valeurs des paramètres racinaires. La comparaison entre les valeurs expérimentales de k_{sat} mesurées au laboratoire et celles de la densité de longueur des racines mesurées sur les mêmes échantillons ne montre pas de corrélation significative entre les deux. En effet, la colonisation racinaire de la monocouche n'a pas entrainé de changements significatifs au niveau de la conductivité hydraulique dans les deux cas d'analyse (in *situ* et au laboratoire). Les variations de k_{sat} sont comprises dans un intervalle de plus ou moins un demi-ordre de grandeur (précision de la mesure). Cependant, dans le cas d'une couverture à effet de barrière capillaire composée de trois couches, une relation

positive entre RLD et k_{sat} sur des carottes de 20 cm de hauteur sur 10 cm de diamètre a été trouvée (Proteau et al. 2020) dans la couche de rétention d'humidité faite de silt. Cette différence pourrait être liée à la nature des matériaux utilisés car le développement et la colonisation racinaire sont spécifiques aux matériaux sur lesquels les racines évoluent surtout quand ceux-ci sont constitués par des rejets miniers recyclés comme dans la présente étude (Bussière et Guittonny, 2020). Également la différence en termes de dimension des échantillons 20 cm sur 10 cm contre 30 cm sur 15 cm pourrait expliquer en partie les différences observées.

5.5. Analyse granulométrique

En termes de granulométrie sous les trois types de stations, les résultats ont montré une hétérogénéité verticale. Cette différence de granulométrie dans le sens de la profondeur est liée à la déposition hydraulique des résidus Goldex au sein du site, marquée par une ségrégation des particules, et aussi à des changements des points de déposition au sein du site dans le temps. Les particules grossières, sous l'effet de leur poids, sont déposées à proximité du point de déposition puis viennent les particules fines qui sont transportés plus loin (Blight, 1987; Vick, 1990). Des travaux de recherche antérieurs réalisés sur le site de Manitou (Bussière, 2007; Pabst, 2011; Ethier, 2018; Botula et al., 2009; BenKhouya, (2020;) confirment cette caractéristique hétérogène des résidus Goldex.

La variabilité verticale de la granulométrie a été observée au niveau de chaque station de façon plus ou moins marquée. Cependant, elle n'a pas affecté significativement les valeurs de la conductivité hydraulique saturée à satiation au laboratoire puisque les valeurs de conductivité hydraulique saturée étaient toutes dans un intervalle de valeurs de plus ou moins un demi-ordre de grandeur, quelle que soit la station. Le même constat fut observé par Botula et al. (2019). En effet, ces auteurs, suite à la comparaison entre des mesures de terrain et des résultats de simulation numérique pour différents profils verticaux de propriétés granulométriques, ont conclu que l'effet de l'hétérogénéité verticale sur le comportement hydrogéologique de la monocouche combinée avec la nappe phréatique surélevée (Manitou) était limité. Ils estiment cependant que si le contraste granulométrique résultant de la déposition est marqué entre des strates non saturées en permanence, on pourrait s'attendre à la formation d'effets de barrières capillaires temporaires qui influenceraient l'infiltration ou l'évaporation de l'eau, engendrant des effets sur le comportement hydrogéologique de la monocouche. Comme nous avons obtenu un écart maximal d'un ordre de grandeur (Tableau

H.20, Tableau H.21, Tableau H.22 en annexe H) en termes de k_{sat} prédite par le modèle de Kozeny-Carman (Mbonimpa et al., 2000) avec la granulométrie la plus grossière et celle la plus fine, pour le profil de chaque station, la différence de trois ordres de grandeurs généralement requise pour obtenir un effet de barrière capillaire ne s'est pas avérée dans les stations de cette étude (Demers et Pabst, 2020).

5.6 Analyse des courbes de rétention d'eau

Bien que le nombre d'échantillons ne soit pas suffisant pour étudier avec précision l'effet de la végétation, l'analyse des courbes de rétention d'eau à deux niveaux de profondeur (10 cm et 30 cm) sur deux stations montre l'effet de l'hétérogénéité granulométrique sur la pression d'entrée d'air (AEV) des résidus Goldex, contrairement à l'analyse de la conductivité hydraulique saturée. En effet, les échantillons des cellules Tempe sont de volume réduit et donc probablement plus homogènes en termes de couche de déposition et de granulométrie que les grands échantillons de 30 cm de hauteur utilisés pour mesurer la k_{sat}.

Les figures 5.2 et 5.3 ci-dessous montrent les CRE mesurées (Tempe Cell) et prédites de quatre sous échantillons issus respectivement des stations H3 et SH11. Deux sous échantillons non remaniés ont été prélevés après l'analyse de la conductivité hydraulique saturée sur chaque carotte avec un sous échantillon à 10 cm (extrémité supérieure de la carotte – E1) et un autre à 30 cm (extrémité inférieure de la carotte – E2) pour les stations H3 et SH11. La prédiction est faite à partir du modèle de Kovacs modifié (KM) (Aubertin et al., 2003) avec pour hypothèse que la porosité est égale à la teneur en eau à satiation. Comme témoin, la Figure 5.4 (tirée de Ethier, 2018) montre les résultats des CRE mesurées et prédites des résidus Goldex sans végétation.

D'après la Figure 5.2, on note une valeur d'AEV (16 kPa, méthode des tangentes) mesurée sur l'échantillon grossier (E1) de la station herbacée H3, un peu supérieure à l'AEV (10 kPa) de la CRE prédite de la même station. Cependant, au niveau de l'échantillon E1 de la station SH11 (figure 5.3) avec saules, on note une valeur d'AEV (6 kPa) de la CRE mesurée inférieure à celle de la CRE prédite (tableau 5.1). Par ailleurs, l'analyse des paramètres racinaires sur ces échantillons montre un diamètre racinaire moyen de 0,2 mm avec une densité de longueur racinaire de 2 cm/cm^3 pour l'échantillon E1 de la station herbacée (H3) et un diamètre moyen de 0,3 mm pour une densité de longueur racinaire de 6 cm/cm^3 pour l'échantillon E1 de la station SH11 avec saules. Ainsi, en faisant le parallèle entre ces deux paramètres mesurés (AEV, RLD) en termes de variation par

rapport à l'AEV prédite, on pourrait penser à la conclusion de Bodner (2014) selon laquelle les racines des plantes peuvent jouer un double rôle au sein de la structure du sol par la création de pores liée à la présence des racines de gros diamètres (macropores) ou à la réduction de la taille des pores existants (micropores) par l'occupation des racines fines. Cependant, compte tenu du nombre limité d'échantillons analysés pour ce paramètre, suite aux contraintes (défis) liées à la réalisation des essais sur des échantillons non remaniés contenant des racines, cette question mériterait d'être approfondie sur plusieurs échantillons afin de mieux comprendre le rôle des racines sur cette propriété hydrogéologique en contexte de MC-NPS sous les deux types de végétation (bien que l'observation du risque de modification de l'AEV se limiterait actuellement en surface de la monocouche colonisée par les racines (0-30 cm)).

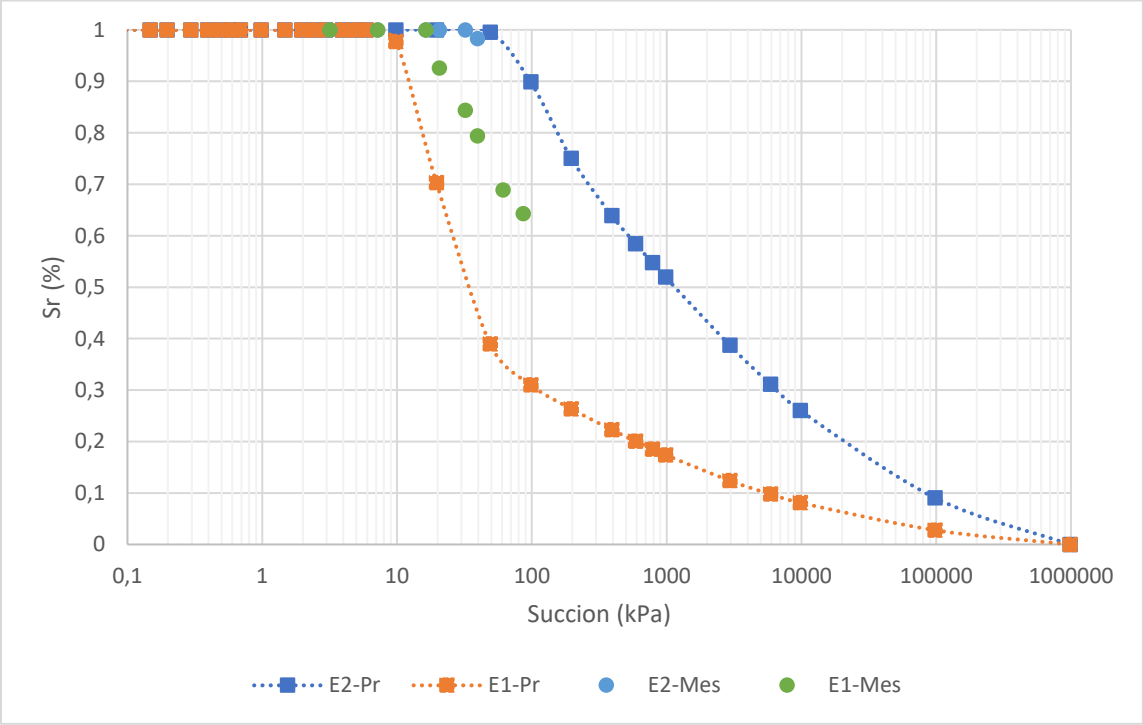

Figure 5.2 Courbes de rétention d'eau mesurées (TC) et prédites avec le modèle de MK à 10 (E1) et 30 cm (E2) de profondeur (station H3).

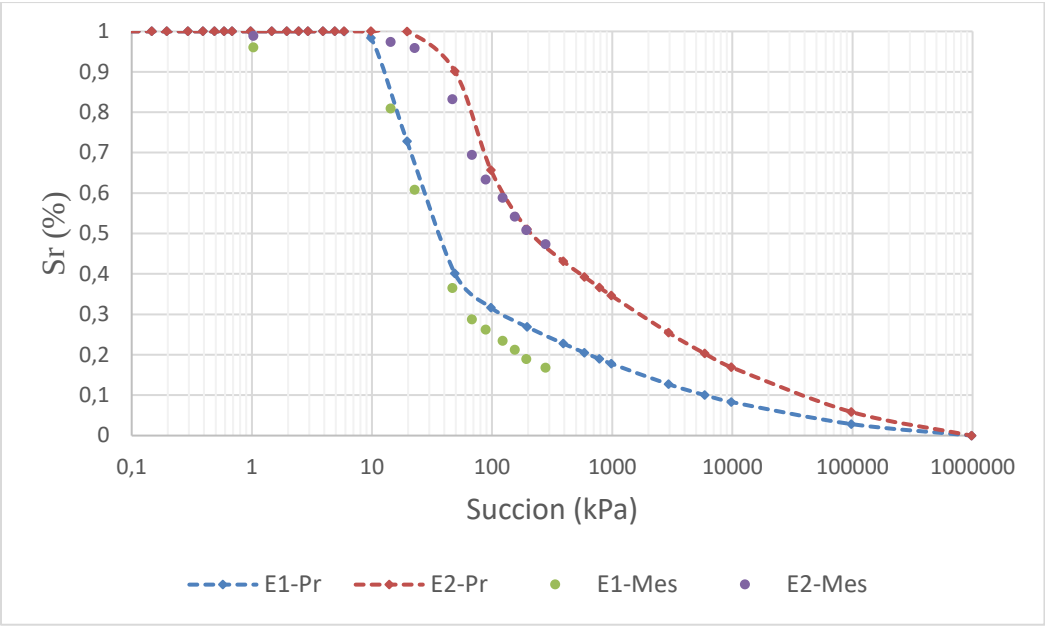

Figure 5.3 Courbes de rétention d'eau mesurées (TC) et prédites avec le modèle de MK à 10 (E1) et 30 cm (E2) de profondeur (station SH11).

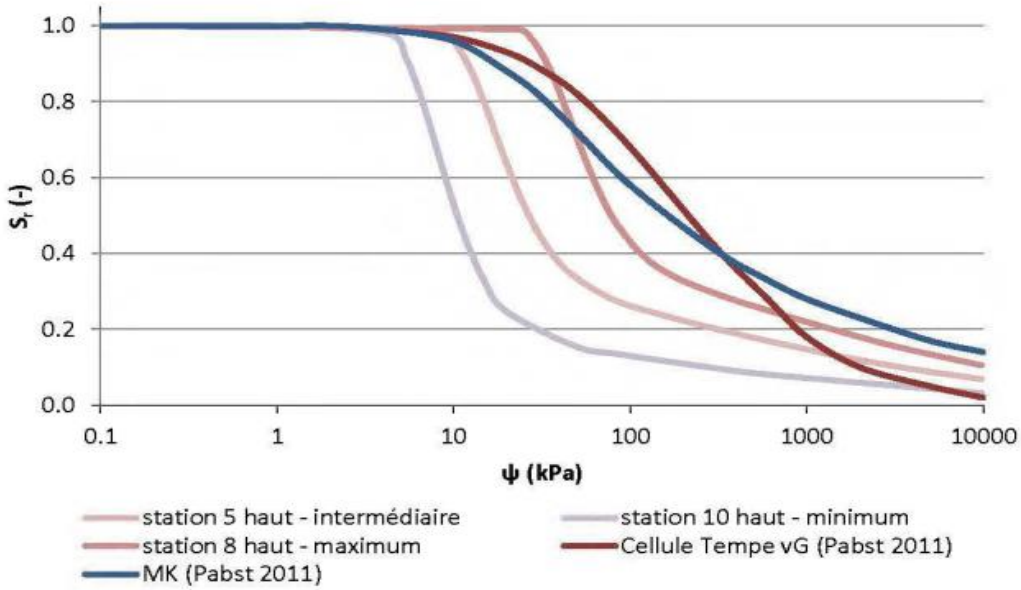

Figure 5.4 Courbes de rétention d'eau des résidus Goldex mesurées et prédites sur des échantillons remaniés avec le modèle MK (tiré de Ethier, 2018).

Les AEV extraites des courbes de rétention en eau sont présentées dans le tableau 1.

Tableau 5.1 Paramètres des courbes de rétention d'eau mesurées et prédites de la couverture monocouche (Résidus Goldex)

Station	Profondeur d'échantillon en cm	AEV (kPa)		TEV à Satiation
		CRE_mesurée	CRE_Pre_ (KM)	
Station Herbacée H3	E1-10	16	10	0,33
	E2-30	44	50	0,32
Station mixte SH11	E1-10	6	10	0,35
	E2-30	30	37	0,41

5.7 Défis expérimentaux de l'étude

Cette étude descriptive et expérimentale caractérisée par l'adoption d'une approche de terrain et de laboratoire, en vue de comprendre l'effet des racines sur les propriétés hydrogéologiques d'une MC-NPS, a connu un certain nombre de défis qui méritent d'être mentionnés dans cette section.

Le test d'infiltration in situ

Le défi majeur pour cette activité fut la remontée du niveau de la nappe phréatique liée aux conditions défavorables (météorologiques humides) du moment (juin) n'ayant pas facilité sa réalisation en cette période. Il a fallu repousser les travaux pour mener à bien les tests d'infiltration avec pour conséquence l'empiètement sur le calendrier prévu pour toutes les activités suivantes.

Le prélèvement et le transport des échantillons (carottes non remaniées contenant des racines) : Dans la plupart de cas d'études réalisés jusque-là pour caractériser les propriétés hydrogéologiques de résidus miniers, les échantillons sont remaniés pendant le prélèvement (échantillonnage à la pelle avec entreposage dans des seaux). Pour notre cas, ce fut un défi de prélever des échantillons non remaniés contenant des racines et sur lesquels des analyses hydrogéologiques pouvaient être effectuées. L'utilisation de la pelle mécanique pour l'échantillonnage des carottes non remaniées sur résidus miniers avec une nappe d'eau proche de la surface et sur une profondeur de 50 cm constituait un défi avec des risques d'éboulement du matériau. Ce problème d'éboulement était également présent lors de la caractérisation du profil granulométrique et racinaire. Quant au ramassage et au transport des carottes jusqu'au camion et du camion jusqu'au laboratoire, il a fallu développer avec les techniciens de l'URSTM des techniques adaptées à la manutention afin d'éviter ou de minimiser autant que possible toute force extérieure susceptible de modifier l'état stable de la carotte dans le cylindre. Le maintien des carottes, scellées aux deux extrémités, dans une position verticale dans des barils dont le fond est muni d'éponge a permis d'amortir les vibrations liées au transport et d'éviter la liquéfaction des résidus.

L'autre défi a été la conservation des carottes afin d'éviter toute altération (décomposition temporaire des racines, assèchement par perte d'eau) pouvant entrainer l'effet de bord lors des tests hydrogéologiques. La conservation des carottes au frigo sous une température de 4°C avant l'analyse hydrogéologique a été efficace pour les maintenir intactes.

Analyse en laboratoire : Pour l'analyse de la conductivité hydraulique saturée sur les carottes non remaniées et contenant des racines, le défi majeur fut le montage du dispositif afin d'avoir un système dont le fonctionnement est identique à un perméamètre à paroi rigide. Pour réussir cela,

des équipements qui s'ajustent aux cylindres (couvercles munis de ports) et des plaques perforées ont été conçues puis commandées auprès d'un fabriquant avec des délais de livraisons très longs (3 mois) à cause de la pandémie de Covid 19. Par ailleurs, il faut noter que pour le bon fonctionnement du système, le cylindre contenant la carotte doit bien s'ajuster aux couvercles fabriqués. Pour cela, il a fallu utiliser une scie circulaire fixe pour la découpe adéquate des carottes après essai/erreur avec une scie à lame verticale mobile. Pendant la saturation, l'apparition de chemins préférentiels (visibles à l'œil) probablement liée à la présence des grosses racines plus ou moins mal disposées dans certaines carottes a entrainé également un autre défi et a engendré la mise de côté de certains échantillons. Ce défi a été surtout rencontré au niveau des carottes prélevées dans les stations avec saules. Enfin, avec les essais pour l'analyse de la CRE sur des sous échantillons non remaniés contenant des racines, les défis étaient liés à l'insertion d'un plus petit cylindre dans les carottes saturées ayant fait l'objet d'analyse de la k_{sat} et leur transfert dans les Cellule Tempe**,** tout en les gardant saturées. Après avoir tenté de prélever directement les sous échantillons de la carotte contenue dans le cylindre (une technique qui n'avait pas fonctionné car comportant des risques de compaction du sous échantillon), nous avons finalement opté pour le prélèvement en sortant carrément la carotte saturée (10 à 15 kg) du cylindre et en la maintenant dans une position verticale avec en dessous un premier petit cylindre (Ainsi en positionnant un deuxième petit cylindre sur la partie supérieure de la carotte et en appuyant légèrement dessus on réussit facilement à prélever les deux sous échantillons (haut et bas) qui seront portés dans les Cellules Tempe. Au cours de l'analyse de la CRE, l'autre contrainte étaient les fuites de gaz enregistrées pour certains sous échantillons, dû probablement à la présence des racines, ayant entrainé leur perte.

Bref, le caractère nouveau de la méthode (première du genre sur résidus colonisés par des racines) confère à l'étude un aspect original et novateur. Avec l'aide de l'équipe de l'URSTM tout au long du processus (*in situ* et au laboratoire), les défis ont été relevés avec un taux de réussite de 40% pour les tests d'infiltration *in situ,* de 76% pour l'analyse de la perméabilité sur les carottes non remaniées contenant des racines au laboratoire, et de 41% pour l'analyse des CRE sur les sous échantillons non remaniés contenant des racines.

L'interdépendance des activités **:** La réalisation de toutes ces activités interdépendantes demande le suivi d'un ordre chronologique tout au long du processus tant sur le terrain qu'en laboratoire. D'où le risque qu'un retard sur une activité précédente se répercute sur le calendrier de réalisation

de l’ensemble des activités qui vont suivre, comme ce fut notre cas. En effet, le retard sur le test d’infiltration in situ a affecté notre calendrier prévu pour le carottage, la réalisation des profils granulométriques et racinaires, etc. De même le retard dans l’acquisition d’équipements commandés pour les analyses hydrogéologiques en laboratoire, dû à la pandémie de Covid19, a sérieusement retardé l’activité liée à l’analyse par imagerie des paramètres racinaires (le lavage, le tri et la digitalisation des racines) qui doit se faire après les analyses hydrogéologiques.

C’est pourquoi il serait important de tenir compte de cette interdépendance des activités lors de la planification des futures recherches similaires.

6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

La présente étude avait pour objectif d'évaluer l'impact de la colonisation racinaire de deux types de végétation sur les propriétés hydrogéologiques d'une couverture monocouche avec une nappe phréatique surélevée en vue de comprendre les risques de perte de performance de la technique liés à la présence de la végétation et à l'évolution de celle-ci vers l'écosystème forestier naturel 12 ans après végétalisation. Cette étude de caractérisation est la première du genre sur cette technique de recouvrement de type barrière à l'oxygène. La méthode de caractérisation développée comportant des travaux de terrain et de laboratoire sur des échantillons non remaniés a permis d'obtenir des résultats concluants.

En termes d'occupation de la couverture monocouche par la végétation, un taux de recouvrement de 100% par la végétation herbacée a été observé avec une prédominance des Poaceae à plus de 80%. Contrairement à l'hypothèse de recherche par rapport à la profondeur maximale d'enracinement et la densité de la longueur racinaire estimées plus grandes dans les stations avec saule par rapport aux stations herbacées, il a été observé que la profondeur maximale en moyenne (28 cm) est identique pour les deux types de végétation et que la RLD est légèrement supérieure (d'un demi-ordre de grandeur) dans les stations herbacées. On note cependant une concentration des racines sur les 30 premiers cm dans les stations dû à un degré de saturation élevé en profondeur (Ethier, 2018). Ce qui veut dire que la technique est peu vulnérable jusque-là à la présence de la végétation, même arborée. En ce qui concerne les paramètres racinaires issus de l'analyse des carottes non perturbées avec WinRhizo, les valeurs moyennes des trois paramètres RVD, RMD et le diamètre moyen des racines se sont avérées plus grandes sous les stations avec saules. Bien que le saule soit une espèce ligneuse à enracinement profond (Karizumi, 1979), les plants sur le site Manitou sont encore jeunes avec une hauteur moyenne de 2,7 m et un diamètre moyen à la base de 7,6 cm.

En termes de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}), les moyennes des valeurs de k_{sat} mesurées au laboratoire sont semblables pour les trois types de station (herbacées, saules avec herbacée et témoin sans végétation). Les mesures ont donné des valeurs qui varient entre 10^{-5} et 10^{-4} cm/s. Les estimations de k_{sat} à l'aide des essais d'infiltration *in situ* ont donné des résultats similaires à ceux au laboratoire et également similaires à ceux obtenus par prédiction à partir des propriétés

géotechniques mesurées des matériaux. La comparaison entre paramètre racinaire et conductivité hydraulique saturée n'a pas permis de voir un lien entre les deux types de paramètres.
Cette étude a également permis d'observer que la couverture monocouche est caractérisée par une granulométrie hétérogène bien étalée dans le sens vertical, mais que cette hétérogénéité n'affecte pas significativement la valeur de k_{sat} mesurée sur une hauteur de 30 cm. Les valeurs mesurées de k_{sat} correspondent aux valeurs prédites en utilisant des propriétés géotechniques moyennes des différentes couches de résidus Goldex trouvées dans le profil.

Dans le contexte de la succession végétale, il est souvent difficile de prédire la trajectoire et la dynamique de la communauté végétale sur des sites perturbés (Palmer et al. 2006), tels que les sites miniers réhabilités. De plus, les changements climatiques ont le potentiel de modifier la répartition des espèces végétales ainsi que les structures et les fonctions des écosystèmes (Botula et al. 2019 ; Boulanger et al., 2017; McKenney et al., 2007; Price et al., 2013) bien que des incertitudes subsistent quant à la capacité des espèces végétales à se propager assez rapidement pour suivre les changements de zones climatiques (Loarie et al., 2009). D'où l'importance d'observer le processus de succession végétale sur la couverture monocouche au fil du temps. On peut tenter de se projeter en prenant pour exemple les observations après le retrait de glacier (Reiners et al., 1971) ou sur des dépôts d'argile chinoise (Bradshaw 1983). Basé sur ces exemples, on peut penser que les graminées et les fabacées présentes actuellement sur le parc 2 pourraient céder la place ou favoriser l'établissement d'autres communautés végétales (espèces ligneuses) suivant les étapes de la succession écologique (Clements 1916 ; Guittonny, 2020 ; Lethielleux-Juge et al. 2021). Il n'est également pas exclu d'observer dans le temps la colonisation du parc 2 par les espèces de la forêt boréale environnante comme l'ont constaté Smirnova et al. (2011), Guittonny-Larchevêque et al. (2016a), Proteau et al. (2020a) sur le site restauré de Lorraine où 10 espèces d'arbres d'âges variés ont été dénombrées 16 ans après la construction d'une CEBC. Cependant, sur la couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée, on pourrait s'attendre plus à une communauté d'espèces tolérantes aux conditions de sol saturés ayant la capacité de résister à une remonté de la nappe phréatique comme c'est le cas des saules actuellement présents dans le parc mais dont les effets ne sont pas encore significatifs sur la k_{sat}.

Les données de végétation obtenues via cette étude peuvent servir de base de référence dans le suivi de l'évolution de la végétation sur le parc 2 du site de Manitou, ainsi que pour prédire

l'évolution de la performance de la technique MC-NPS à l'aide d'une modélisation numérique incluant des paramètres de végétation représentatifs, incluant la profondeur maximale d'enracinement, l'indice de surface foliaire (LAI) et la densité de longueur racinaire (RLD.

En termes de recommandations, compte tenu du nombre insuffisant de mesures de courbes de rétention en eau (CRE) en raison des contraintes rencontrées et du temps requis pour les essais, on ne peut, dans cette étude, tirer de conclusion quant à l'effet des racines sur ce paramètre. Cependant, la méthode et les techniques utilisées dans cette étude pourraient être réutilisées afin d'effectuer plusieurs analyses pour mieux comprendre et investiguer le rôle des racines (impact positif ou négatif) sur la pression d'entrée d'air (AEV) de cette couverture monocouche faite de résidus miniers recyclés en combinaison avec une nappe phréatique surélevée.

Afin de mieux comprendre l'effet des racines grossières sur la perméabilité, il serait utile d'envisager des essais à plus grande échelle in situ, sur une surface plus importante que celle couverte par le double anneau, par exemple sur des cellules de terrain au sein de la couverture monocouche.

L'utilisation de cylindres métalliques coupants à la place des cylindres en plastique (PVC) biseautés, pour le prélèvement des carottes non remaniées sous les saules, pourrait limiter la perte d'échantillons liée à la présence de racines grossières en surface. En effet, les cylindres en PVC en contact avec les grosses racines sont susceptibles de se déformer au moment du prélèvement.

Il faut noter que compte tenu des résultats obtenus de cette étude sur les paramètres racinaires, il serait important de continuer la surveillance de l'évolution des saules, dont la croissance des racines en longueur et en diamètre (conséquence de la croissance des arbustes) pourrait engendrer des macropores au sein de la couverture monocouche sur le long terme.

Quant à la végétalisation de ce type de couverture monocouche, l'usage combinée des Fabaceae (légumineuses) et des Poaceae (graminées) est encouragé compte tenu de leur rôle de plantes pionnières et de lutte contre l'érosion, surtout que ces espèces sont tolérantes aux conditions de compaction des sols miniers (Guittonny Larchevêque et al., 2016). L'érosion éolienne des particules fines dans la zone témoin sans végétation a été constatée sur le terrain lors de cette étude.

Nous recommandons également un suivi par rapport à l'envahissement et l'évolution du roseau commun (*Phragmites australis*), espèce exotique à enracinement profond, au sein du parc 2 du site de Manitou.

Enfin, il serait intéressant de réaliser une étude similaire, toujours sur la technique de CM-NPS, mais avec une couverture composée de matériaux naturels grossiers afin de valider l'efficacité de la technique face à la colonisation racinaire, quel que soit le type de matériel utilisé pour la couverture monocouche.

7. RÉFÉRENCES

Aachib, M., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, air, and soil pollution, 156*(1), 163-193.

Aarssen, L., HALL, I. V., & Jensen, K. (1986). THE BIOLOGY OF CANADIAN WEEDS.: 76. Vicia angustifolia L., V. cracca L., V. sativa L., V. tetrasperma (L.) Schreb. and V. villosa Roth. *Canadian journal of plant science, 66*(3), 711-737.

Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Abichou, T., McDonald, E. V., Tyler, S. W., & Rock, S. A. (2006). Field performance of a compacted clay landfill final cover at a humid site. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 132*(11), 1393-1403.

Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Roesler, A. C., Abichou, T., Apiwantragoon, P., . . . Rock, S. A. (2004). Field water balance of landfill final covers. *Journal of environmental quality, 33*(6), 2317-2332.

Angers, D. A., & Caron, J. (1998). Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Biogeochemistry, 42*(1), 55-72.

Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A., Bussière, B., & Chapuis, R. (1999). Étude de laboratoire sur l'efficacité de recouvrements construits à partir de résidus miniers. *Rapport MEND/NEDEM, 2.22.2b*.

Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). Environnement et gestion des rejets miniers (CD-ROM). *Presses Internationales Polytechnique, Montréal, Que*.

Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., Chapuis, R., Julien, M., Belem, T., . . . Li, L. (2002). La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. *Congrès annuel de la Société canadienne de génie civil*, 5-8.

Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., & Mbonimpa, M. (2016). Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites.

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Buissière, B., & Chapuis, R. P. (2003). Development of a model to predict the water retention curve using basic geotechnical properties.

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

Awoh, A. S. (2012). *Étude expérimentale du comportement géochimique de résidus miniers hautement sulfureux sous un recouvrement en eau*. Universite du Quebec en Abitibi-Temiscamingue (Canada).

Awoh, A. S., Mbonimpa, M. et Bussière, B. (2021). Water covers. *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. CRC press.

Ben Khouya, T. (2020). *Évaluation de l'impact de la végétation sur le bilan hydrique d'un recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Bengough, A. (2012). Water dynamics of the root zone: rhizosphere biophysics and its control on soil hydrology. *Vadose Zone Journal, 11*(2), vzj2011.0111.

Benson, C., Abichou, T., Albright, W., Gee, G., & Roesler, A. (2001). Field evaluation of alternative earthen final covers. *International Journal of Phytoremediation, 3*(1), 105-127.

Benson, C. H., Sawangsuriya, A., Trzebiatowski, B., & Albright, W. (2007). Postconstruction changes in the hydraulic properties of water balance cover soils. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering, 133*(4), 349-359.

Bernier, L. (1996). Rapport d'analyses minéralogiques sur 7 échantillons de résidus miniers, Mine Lorraine, Témiscamingue, Québec. *Géoberex Recherche, 14*.

Blight, G. (1987). *The concept of the master profile for tailings dam beaches.* International Conference on Mining and Industrial Waste Management, Johannesburg, South Africa.

.

Bodner, G., Leitner, D., & Kaul, H.-P. (2014). Coarse and fine root plants affect pore size distributions differently. *Plant and Soil, 380*(1), 133-151.

Botula, Y., Guittonny, M., Bussière, B., & Bresson, É. (2019). *Will tree colonisation increase the risks of serious performance loss of engineered covers under climate change in Québec, Canada?* Mine Closure 2019: Proceedings of the 13th International Conference on Mine Closure (p. 607-620).

Bouchard, H., Guittonny, M., & Brais, S. (2018). Early recruitment of boreal forest trees in hybrid poplar plantations of different densities on mine waste rock slopes. *Forest ecology and management, 429*, 520-533.

Boulanger, Y., Taylor, A. R., Price, D. T., Cyr, D., McGarrigle, E., Rammer, W., . . . Mansuy, N. (2017). Climate change impacts on forest landscapes along the Canadian southern boreal forest transition zone. *Landscape Ecology, 32*(7), 1415-1431.

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

Burger, J. A., & Zipper, C. E. (2018). How to restore forests on surface-mined land. Virginia Cooperative Extension

Burger, J. A., Zipper, C. E., & Skousen, J. G. (2010). Establishing groundcover for forested postmining land uses. Virginia Cooperative Extension

Bussière, B. (1999). *Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques*. Ecole Polytechnique de Montreal.

Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal, 44*(9), 1019-1052.

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

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

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

Bussière, B., & Guittonny, M. (2021). *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. CRC press.

Bussière, B., Maqsoud, A., Demers, I., Doumbouya, I., Aubertin, M., & Chapuis, R. (2011). Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique: site Manitou. *Rapport final PU-2008-03-371. URSTM, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445*.

Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Maqsoud, A., & Cyr, J. (2009). Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec: Résultats de 10 ans de suivi. *Déchets Sciences Et Techniques, 54*, 49-64.

Canadell, J., Jackson, R., Ehleringer, J., Mooney, H., Sala, O., & Schulze, E.-D. (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia, 108*(4), 583-595.

Catalan, L. J., Yanful, E. K., & St-Arnaud, L. (2000). Field assessment of metal and sulfate fluxes during flooding of pre-oxidized mine tailings. *Advances in Environmental Research, 4*(4), 295-306.

Chapin, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2011). The ecosystem concept. Dans *Principles of terrestrial ecosystem ecology* (p. 3-22). Springer.

Chapin, F. S., Walker, L. R., Fastie, C. L., & Sharman, L. C. (1994). Mechanisms of primary succession following deglaciation at Glacier Bay, Alaska. *Ecological Monographs, 64*(2), 149-175.

Charlier J, Charlier-Vanderschraege D, Rodolphe DK, Dorval G (2014). Le Grand atlas du Canada et du monde, 4th ed, Bruxelles.

Chevé, N., Guittonny, M., & Bussière, B. (2018). Water budget of field experimental cells with vegetated and non-vegetated soil layers placed on waste rock. *Mine Clos, 2018*, 549-562.

Chou, T.-K. (2015). *Détermination de la conductivité hydraulique à saturation d'un sol non saturé par suivi d'infiltration à l'aide de la tomographie de résistivité électrique*, École Polytechnique de Montréal].

Clements, F. E. (1916). Plant Succession, Publication 242. *Carnegie Institute of Washington, Washington, DC.*

Cooke, J., & Johnson, M. (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), 41-71.

Cresswell, H., & Kirkegaard, J. (1995). Subsoil amelioration by plant-roots-the process and the evidence. *Soil Research, 33*(2), 221-239.

Dagenais, A.-M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006). *Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table.* Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) (vol. 2630, p. 405-420).

Davies, A. (2001). Competition between grasses and legumes in established pastures. Dans *Competition and succession in pastures* (p. 63-83). Cabi Wallingford UK.

DeJong, J., Tibbett, M., & Fourie, A. (2015). Geotechnical systems that evolve with ecological processes. *Environmental earth sciences, 73*(3), 1067-1082.

Demers, I. (2008). *Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Demers, I., Benzaazoua, M., Bussière, B., Mbonimpa, M., Fried, E., & Blier, A. (2009). Évaluation de l'application de la gestion intégrée des résidus à la mine Doyon. *Déchets Sciences et Techniques, 54*, 31-40.

Demers, I., Bussiere, B., Mbonimpa, M., & Benzaazoua, M. (2009). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal, 46*(4), 454-469.

Demers, I., Molson, J., Bussière, B., & Laflamme, D. (2013). Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. *Applied geochemistry, 33*, 346-356.

Demers, I., & Pabst, T. (2021). Covers with capillary barrier effects. *Hard Rock Mine Reclamation. From Prediction to Management of Acid Mine Drainage.* CRC Press.

Dobchuk, B., Nichol, C., Wilson, G. W., & Aubertin, M. (2013). Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. *Canadian Geotechnical Journal, 50*(7), 777-792.

Elberling, B., Nicholson, R. V., Reardon, E., & Tibble, R. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal, 31*(3), 375-383.

Ethier, M.-P. (2018). *Évaluation de la performance d'un système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d'un parc à résidus miniers abandonné*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue .

Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., & Broda, S. (2018). In situ evaluation of performance of reclamation measures implemented on abandoned reactive tailings disposal site. *Canadian Geotechnical Journal, 55*(12), 1742-1755.

Ethier, M.-P., Bussière, B., Broda, S., & Aubertin, M. (2018). Three-dimensional hydrogeological modeling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal, 26*(4), 1201-1219.

Finér, L., Messier, C., & De Grandpré, L. (1997). Fine-root dynamics in mixed boreal conifer-broad-leafed forest stands at different successional stages after fire. *Canadian Journal of Forest Research, 27*(3), 304-314.

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. (2017). Climate, soil and plant functional types as drivers of global fine-root trait variation. *Journal of Ecology, 105*(5), 1182-1196.

Ghestem, M., Sidle, R. C., & Stokes, A. (2011). The influence of plant root systems on subsurface flow: implications for slope stability. *Bioscience, 61*(11), 869-879.

Guittonny-Larchevêque, M., Meddeb, Y., & Barrette, D. (2016a). Can graminoids used for mine tailings revegetation improve substrate structure? *Botany, 94*(11), 1053-1061.

Guittonny-Larchevêque, M., Bussière, B., & Pednault, C. (2016). Tree–substrate water relations and root development in tree plantations used for mine tailings reclamation. *Journal of environmental quality, 45*(3), 1036-1045.

Guittonny-Larchevêque, M., & 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, M., Bussière, B., Maqsoud, A., Proteau, A., Khouya, T., & Botula, Y. (2018). *Colonisation racinaire dans les recouvrements miniers et impact sur leur fonctionnement.* Proceedings of the Symposium.

Guittonny, M., (2021) Revegetation of mining sites. *Hard Rock Mine Reclamation. From Prediction to Management of Acid Mine Drainage; Bussière, B., Guittonny, M., Eds*.

Haynes, R. (1980). Competitive aspects of the grass-legume association. *Advances in agronomy, 33*, 227-261.

Horn, R., & Smucker, A. (2005). Structure formation and its consequences for gas and water transport in unsaturated arable and forest soils. *Soil and Tillage Research, 82*(1), 5-14.

Hotton, G., Bussière, B., Pabst, T., Bresson, É., & Roy, P. (2020). Influence of climate change on the ability of a cover with capillary barrier effects to control acid generation. *Hydrogeology Journal, 28*(2), 763-779.

Jackson, M. B., & 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*(1), 37-45.

Jackson, R. B., Canadell, J., Ehleringer, J. R., Mooney, H., Sala, O., & Schulze, E.-D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia, 108*(3), 389-411.

Jonasson, S. (1983). The point intercept method for non-destructive estimation of biomass. *Phytocoenologia*, 385-388.

Jotisankasa, A., & Sirirattanachat, T. (2017). Effects of grass roots on soil-water retention curve and permeability function. *Canadian Geotechnical Journal*, *54*(11), 1612-1622.

Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2017). Hydrogeological behaviour of covers with capillary barrier effects made of mining materials. *Geotechnical and Geological Engineering, 35*(3), 1199-1220.

KARIZUMI, N. (1979). Studies on the form and distribution habit of the tree root. *Bulletin of the Government Forestry Experiment Station*, *94*, 1-197.

Kay, B., & VandenBygaart, A. (2002). Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil and Tillage Research, 66*(2), 107-118.

Keddy, P. A. (1992). Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of vegetation science, 3*(2), 157-164.

Lambers, H., Chapin, F. S., Pons, T. L., Lambers, H., Chapin, F. S., & Pons, T. L. (2008). Ecological biochemistry: allelopathy and defense against herbivores. *Plant physiological ecology*, 445-477.

Lawrence, R. W., & Scheske, M. (1997). A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology, 32*(2), 100-106.

Lebeau, M. (1998). *Modélisation de l'état hydrique dans les structures de chaussées en période estivale*. École Polytechnique de Montréal.

Lieber, E. (2019). *Influence des facteurs climatiques sur la performance de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).

Lipiec, J., & Hatano, R. (2003). Quantification of compaction effects on soil physical properties and crop growth. *Geoderma, 116*(1-2), 107-136.

Loarie, S. R., Duffy, P. B., Hamilton, H., Asner, G. P., Field, C. B., & Ackerly, D. D. (2009). The velocity of climate change. *Nature, 462*(7276), 1052-1055.

Logsdon, S. (2013). Root effects on soil properties and processes: Synthesis and future research needs. *Enhancing Understanding and Quantification of Soil–Root Growth Interactions, 4*, 173-196.

Louarn, G., Corre-Hellou, G., Fustec, J., Pelzer, E., Julier, B., Litrico, I., . . . Lecomte, C. (2010). Déterminants écologiques et physiologiques de la productivité et de la stabilité des associations graminées-légumineuses. *Innovations agronomiques, 11*, 79-99.

Martin, V., McMullen, J., & Aubertin, M. (2005). *Les résidus en pâte et la déposition en surface des rejets de concentrateur.* Proceedings of the 2nd International Symposium on Mining and the Environment, Rouyn-Noranda, Quebec, Canada (p. 56-71).

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., & Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal, 40*(5), 916-932.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006). Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovacs (MK) model and statistical models. *Canadian Geotechnical Journal, 43*(8), 773-787.

McKenney, D. W., Pedlar, J. H., Lawrence, K., Campbell, K., & Hutchinson, M. F. (2007). Potential impacts of climate change on the distribution of North American trees. *BioScience, 57*(11), 939-948.

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

Merkus, H. G. (2009). *Particle size measurements: fundamentals, practice, quality* (Vol. 17). Springer Science & Business Media.

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.

Mishra, H., Rathore, T., & Pant, R. (1997). Root growth, water potential, and yield of irrigated rice. *Irrigation Science, 17*(2), 69-75.

Mitchell, A., Ellsworth, T., & Meek, B. (1995). Effect of root systems on preferential flow in swelling soil. *Communications in soil science and plant analysis, 26*(15-16), 2655-2666.

Ng, C. W. W., Ni, J., Leung, A. K., & Wang, Z. (2016). A new and simple water retention model for root-permeated soils. *Géotechnique Letters, 6*(1), 106-111.

Ng, C. W. W., & Zhan, L. T. (2007). Comparative study of rainfall infiltration into a bare and a grassed unsaturated expansive soil slope. *Soils and foundations, 47*(2), 207-217.

Nguyen, B. T., Ishikawa, T., & Murakami, T. (2020). Effects evaluation of grass age on hydraulic properties of coarse-grained soil. *Transportation Geotechnics, 25*, 100401.

Ni, J., Leung, A. K., Ng, C. W. W., & Shao, W. (2018). Modelling hydro-mechanical reinforcements of plants to slope stability. *Computers and Geotechnics, 95*, 99-109.

Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J. W., Bussière, B., & Zagury, G. J. (2010). Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air, & Soil Pollution, 213*(1), 437-458.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Zagury, G. (2009). Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry, 24*(7), 1312-1323.

Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Zagury, G., & Bussière, B. (2006). *The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: a laboratory and numerical modeling study.* Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), St. Louis, Mo (vol. 26, p. 30).

Pabst, T. (2011). *Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).

Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., & Molson, J. (2014). Column tests to characterise the hydrogeochemical response of pre-oxidised acid-generating tailings with a monolayer cover. *Water, Air, & Soil Pollution, 225*(2), 1-21.

Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., & Molson, J. (2017). Experimental and numerical evaluation of single-layer covers placed on acid-generating tailings. *Geotechnical and Geological Engineering, 35*(4), 1421-1438.

Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M., & Molson, J. (2018). Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of Contaminant Hydrology, 214*, 39-53.

Pabst, T., (2021) Elevated water table with monolayer covers. *Hard Rock Mine Reclamation. From Prediction to Management of Acid Mine Drainage; Bussière, B., Guittonny, M., Eds*.

Philip, J.R. (1985). Approximate analysis of the borehole permeameter in unsaturated soil. *Water Ressources Research*, 21, 7, 1025-1033.

Price, D. T., Alfaro, R., Brown, K., Flannigan, M., Fleming, R. A., Hogg, E., . . . McKenney, D. (2013). Anticipating the consequences of climate change for Canada's boreal forest ecosystems. *Environmental Reviews, 21*(4), 322-365.

Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2020). Aboveground and belowground colonization of vegetation on a 17-year-old cover with capillary barrier effect built on a boreal mine tailings storage facility. *Minerals, 10*(8), 704.

Reiners, W. A., Worley, I. A., & Lawrence, D. B. (1971). Plant diversity in a chronosequence at Glacier Bay, Alaska. *Ecology, 52*(1), 55-69.

Rey, N. (2019). *Étude expérimentale et conceptuelle de la technique du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée incluant l'utilisation de résidus désulfurés*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Reynolds, W., Carter, M., & Gregorich, E. (2008). Saturated hydraulic properties: Well permeameter. *Soil sampling and methods of analysis. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL*, 1025-1042.

Reynolds, W., & Elrick, D. (1990). Ponded infiltration from a single ring: I. Analysis of steady flow. *Soil Science Society of America Journal, 54*(5), 1233-1241.

Rizza, J., Franklin, J., & Buckley, D. (2007). The influence of different ground cover treatments on the growth and survival of tree seedlings on remined sites in eastern Tennessee. *Proceedings America Society of Mining and Reclamation*, 633-677.

Sainju, U., & Good, R. (1993). Vertical root distribution in relation to soil properties in New Jersey Pinelands forests. *Plant and Soil, 150*(1), 87-97.

Schenk, H. J., & Jackson, R. B. (2002). Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. Journal of Ecology, 480-494.

SENES. 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. Ottawa, ON: Ministry of Natural Resources.

Scanlan, C. A. (2009). Processes and effects of root-induced changes to soil hydraulic properties, University of Western Australia Perth, Australia.

Smirnova, E., Bussière, B., Tremblay, F., & 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.

Souch, C., Martin, P. J., Stephens, W., & 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), 173-182.

Strong, W., & Roi, G. L. (1983). Root-system morphology of common boreal forest trees in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Forest Research, 13*(6), 1164-1173.

Todd, D. K. (1959). *Annotated bibliography on artificial recharge of ground water through 1954*. US Government Printing Office.

Tordoff, G., Baker, A., & Willis, A. (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere, 41*(1-2), 219-228.

Trépanier, S. (2005). *Étude sur des barrières visant à limiter l'impact de l'infiltration des racines sur la performance des recouvrements multicouches*, Université du Québec à Montréal; Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Vertès, F., Jeuffroy, M.-H., Justes, E., Thiebeau, P., & Corson, M. S. (2010). Connaître et maximiser les bénéfices environnementaux liés à l'azote chez les légumineuses, à l'échelle de la culture, de la rotation et de l'exploitation. *Innovations agronomiques, 11*, 25-44.

Vertès, F., Jeuffroy, M.-H., Louarn, G., Voisin, A.-S., & Justes, E. (2015). Légumineuses et prairies temporaires: des fournitures d'azote pour les rotations. *Fourrages, 223*, 221-232.

Vick, S. G. (1990). *Planning, design, and analysis of tailings dams*. BiTech Publishers Ltd.

Voisin, A.-S., Cellier, P., & Jeuffroy, M.-H. (2015). Fonctionnement de la symbiose fixatrice de N2 des légumineuses à graines: Impacts Agronomiques et Environnementaux. *Innovations agronomiques, 43*, 139-160.

Wuest, S. B. (2001). Soil biopore estimation: effects of tillage, nitrogen, and photographic resolution. *Soil and Tillage Research, 62*(3-4), 111-116.

Yanful, E., Simms, P., Rowe, R., & Stratford, G. (1999). Monitoring an experimental soil waste near London, Ontario, Canada. *Geotechnical & Geological Engineering, 17*(2), 65-84.

Young, I. W., Naguit, C., Halwas, S. J., Renault, S., & Markham, J. H. (2013). Natural revegetation of a boreal gold mine tailings pond. *Restoration Ecology, 21*(4), 498-505.

Zanetti, C., Vennetier, M., & Mériaux, P. (2013, June). Développement et décomposition des systèmes racinaires: risques induits pour les digues et solutions de gestion. In *Digues maritimes et fluviales de protection contre les submersions* (pp. p-536). Hermès Lavoisier.

ANNEXES

Annexes A : Relevés de la végétation

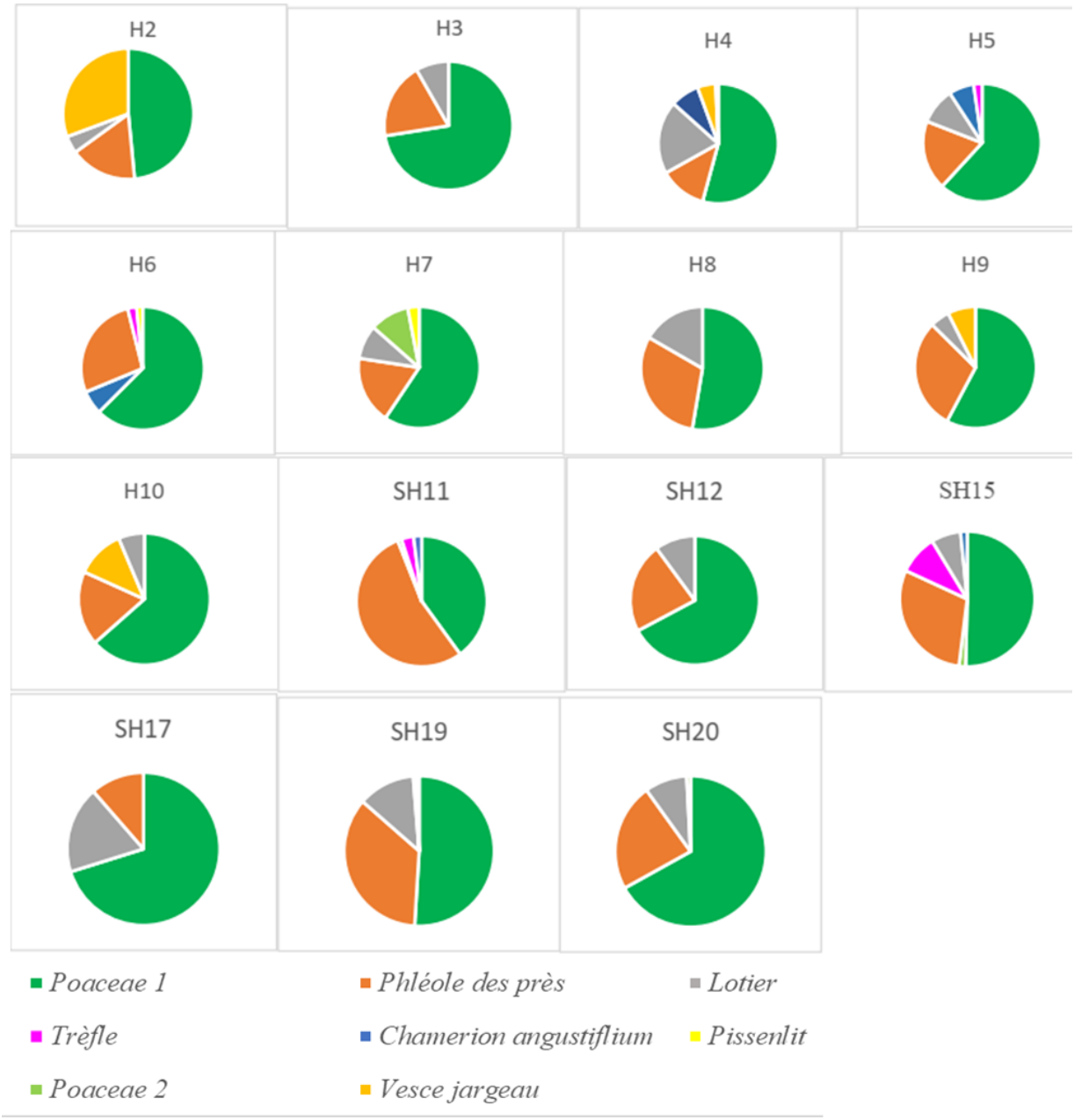

Figure A.1 Contribution spécifique au taux de recouvrement par station

Tableau A.1 Contribution spécifique moyenne au taux de recouvrement (%) dans les stations herbacées

Espèces	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	Moyenne (%)
Poaceae 1	48,47	72,48	54,23	61,83	62,50	59,40	52,67	57,78	63,49	59,20
Phleum pratense	16,56	19,27	12,68	19,08	27,34	18,05	30,67	29,63	18,25	21,28
Lotus corniculatus	4,29	8,26	19,72	9,92	0,00	0,00	16,67	5,19	6,35	7,82
Vicia cracca	30,67	0,00	4,93	0,00	0,00	0,00	0,00	7,41	11,90	6,10
Chamerion	0,00	0,00	7,75	6,87	6,25	0,00	0,00	0,00	0,00	2,32
Trifolium	0,00	0,00	0,00	2,29	2,34	9,02	0,00	0,00	0,00	1,52
Poaceae 2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,53	0,00	0,00	0,00	1,17
Taraxacum	0,00	0,00	0,70	0,00	1,56	3,01	0,00	0,00	0,00	0,59

Tableau A.1 Contribution spécifique moyenne au taux de recouvrement (%) dans les stations saules avec herbacées

Espèces	SH11	SH12	SH15	SH17	SH19	SH20	Moyenne (%)
Poaceae 1	40,00	67,23	50,39	70,18	50,97	66,94	57,62
Phleum pratense	54,00	22,69	29,92	11,40	35,48	23,14	29,44
Lotus corniculatus	0,00	10,08	7,09	18,42	12,26	9,09	9,49
Trifolium	3,00	0,00	9,45	0,00	0,00	0,00	2,07
Poaceae 2	1,00	0,00	1,57	0,00	0,65	0,83	0,67
Chamerion	2,00	0,00	1,57	0,00	0,00	0,00	0,60
Taraxacum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,65	0,00	0,11

Annexe B : Caractérisation souterraine de la végétation

Tableau B.2 Occurrence totale et densité racinaire totale par profil (stations herbacées)

Station	Occurrence totale (%)	Densité totale (/dm^2)	Profondeur maximale (cm)
H2	8,64	0,98	25
H3	7,72	0,85	20
H4	15,12	1,59	30
H5	15,12	1,81	20
H6	20,99	2,35	40
H7	12,35	1,78	20
H8	15,74	2,20	35
H9	12,35	1,43	35
H10	17,28	2,15	30
Moyenne (E.S)	13,92 (1,4)	1,68 (0,2)	28,33(2,5)

Tableau B.3 Occurrence totale et densité racinaire totale par profil (stations saules et herbacées)

Station	Occurrence totale (%)	Densité totale (/dm^2)	Profondeur maximale (cm)
SH11	9,88	0,75	25
SH12	15,43	1,67	30
SH15	8,64	0,52	25
SH17	19,44	1,86	30
SH19	15,74	1,75	90*
SH20	4,32	0,35	30
Moyenne (E.S)	12,24 (2,28)	1,15 (0,28)	38,33 (10,38)

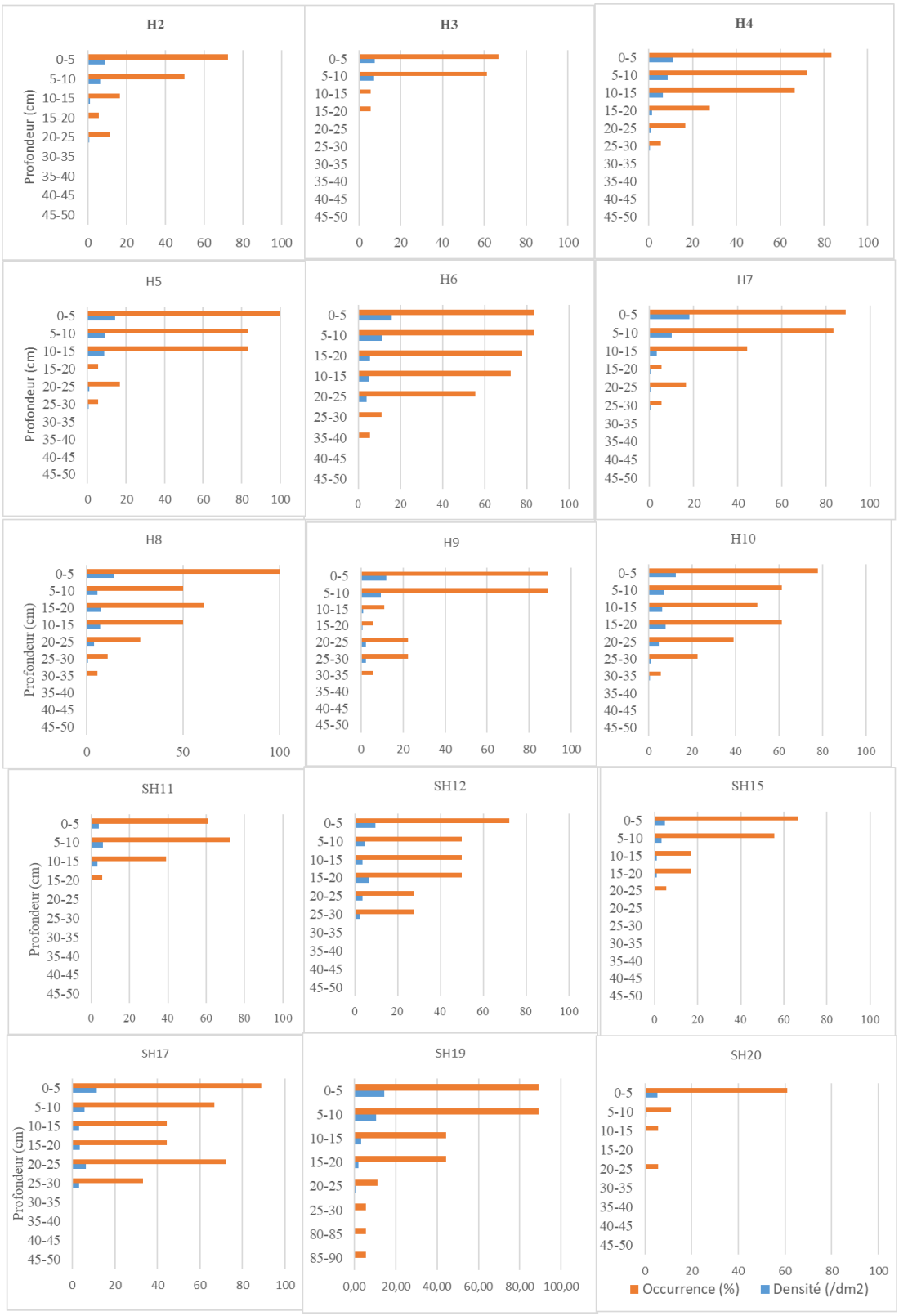

Figure B.2 Occurrence racinaire et densité racinaire versus profondeur par station

Tableau B.4 Profondeurs racinaires maximales (cm) par station

Stations Herbacées	Profondeur max (cm)	Stations Témoins	Profondeur max (cm)
H2	25	SH11	25
H3	20	SH12	30
H4	30	SH15	25
H5	20	SH17	30
H6	40	SH19	30
H7	20	SH20	30
H8	35	Moyenne (ES)	28,33 (1,05)
H9	35		
H10	30		
Moyenne (ES)	28,33 (2,5)		

Tableau B.5 Valeurs des paramètres racinaires mesurées par station (0-30 cm)

Station	RLD (cm/cm^3)	RVD (cm^3/m^3)	RSD (m^2/cm^3)	Dmoy (mm)	RMD (g/m^3)
H2P1	0,440	194,44	0,0326	0,24	2,22
H3P1	1,834	813,36	0,1329	0,23	202,36
H4P1	1,267	546,23	0,0916	0,23	171,08
H5P1	2,571	753,85	0,1527	0,19	177,35
H6P1	1,843	524,48	0,1083	0,19	136,93
H7P1	1,769	443,15	0,0990	0,18	85,06
H8P1	0,716	248,01	0,0471	0,21	39,83
H9P1	1,389	420,99	0,0855	0,20	96,71
H10P1	1,836	584,76	0,1157	0,20	116,91
SH11P1	0,9881	574,46	0,0831	0,268	55,80
SH12P1	1,7108	658,09	0,1159	0,216	209,54
SH15P1	0,4957	369,35	0,0424	0,272	175,12
SH17P1	0,7813	1738,75	0,0689	0,281	350,00
SH19P1	0,5220	1208,06	0,0544	0,332	425,62
SH20P1	1,0753	1619,71	0,0000	0,307	863,07
TSV22	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
TSV23	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
TSV24	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
TSV25	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Tableau B.6 Pourcentage de longueur des racines de Φ>2mm

Station	%LR Φ >2mm
H2P1	0,02
H3P1	0,09
H4P1	0,03
H5P1	0,18
H6P1	0,01
H7P1	0,001
H8P1	0,00
H9P1	0,01
H10P1	0,002
SH11P1	0,02
SH12P1	0,06
SH15P1	0,71
SH17P1	0,21
SH19P1	0,21
SH20P1	0,75

Annexe C : Analyse géotechnique

Tableau C.7 Densité relative (G_S) des résidus Goldex sous stations herbacées

Profondeur (cm)	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10
10	2,694	2,698	2,694	2,695	2,716	2,753	2,682	2,669	2,659	2,675
40	2,710	2,697	2,712	2,695	2,701	2,754	2,679	2,674	2,683	2,714
80	2,705	2,728	2,702	2,699	2,707	2,739	2,682	2,681	2,730	2,711

Tableau C.8 Densité relative des grains des résidus Goldex sous stations témoins

Profondeur (cm)	TSV22	TSV-23	TSV-24	TSV-25
10	2,730	2,725	2,729	2,750
40	2,719	2,774	2,739	2,750
80	2,712	2,739	2,732	2,768

Tableau C.9 Densité relative des grains des résidus Goldex sous stations

Saules et herbacées

Profondeur (cm)	SH11	SH12	SH13	SH14	SH15	SH16	SH17	SH18	SH19
10	2,697	2,745	2,724	2,705	2,693	2,694	2,705	2,694	2,701
40	2,693	2,737	2,720	2,705	2,693	2,688	2,715	2,695	2,724
80	2,706	2,741	2,709	2,724	2,708	2,708	2,691	2,688	2,706

Tableau C.10 Densité relative des résidus Goldex (g/cm^3) Moyenne, Max, Mini par station

Station	Moyenne	Max	Mini	Station	Moyenne	Max	Mini
H2	2,708	2,728	2,697	SH12P1	2,741	2,745	2,737
H3	2,702	2,712	2,694	SH15P1	2,698	2,708	2,693
H4	2,696	2,699	2,695	SH17P1	2,704	2,715	2,691
H5	2,708	2,716	2,701	SH19P1	2,710	2,724	2,701
H6	2,749	2,754	2,739	SH20P1	2,714	2,744	2,695
H7	2,681	2,682	2,679	TSV22P1	2,720	2,730	2,712
H8	2,674	2,681	2,669	TSV23P1	2,746	2,774	2,725
H9	2,691	2,730	2,659	TSV24P1	2,733	2,739	2,729
H10	2,700	2,714	2,675	TSV 25P1	2,756	2,768	2,750
SH11P1	2,699	2,706	2,693				

Tableau C.11 Porosité des résidus Goldex : stations herbacées

Profondeur (cm)	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10
10	0,43	0,50	0,44	0,44	0,42	0,48	0,48	0,47	0,51
40	0,49	0,47	0,42	0,47	0,44	0,40	0,48	0,44	0,49
80	0,40	0,45	0,44	0,56	0,41	0,43	0,40	0,47	0,47

Tableau C.12 Porosité des résidus Goldex : stations témoins sans végétation

Profondeur (cm)	TSV22	TSV-23	TSV-24	TSV-25
10	0,49	0,51	0,45	0,45
40	0,63	0,57	0,50	0,54
80	0,57	0,49	0,55	0,56

Tableau C.13 Porosité des résidus Goldex : stations saules et herbacées

Profondeur (cm)	SH11	SH12	SH15	SH17	SH19	SH20
10	0,43	0,44	0,39	0,44	0,41	0,47
40	0,42	0,47	0,39	0,47	0,46	0,52
80	0,39	0,43	0,44	0,45	0,44	0,43

Annexe D : Courbes granulométriques par niveau de profondeur et par station

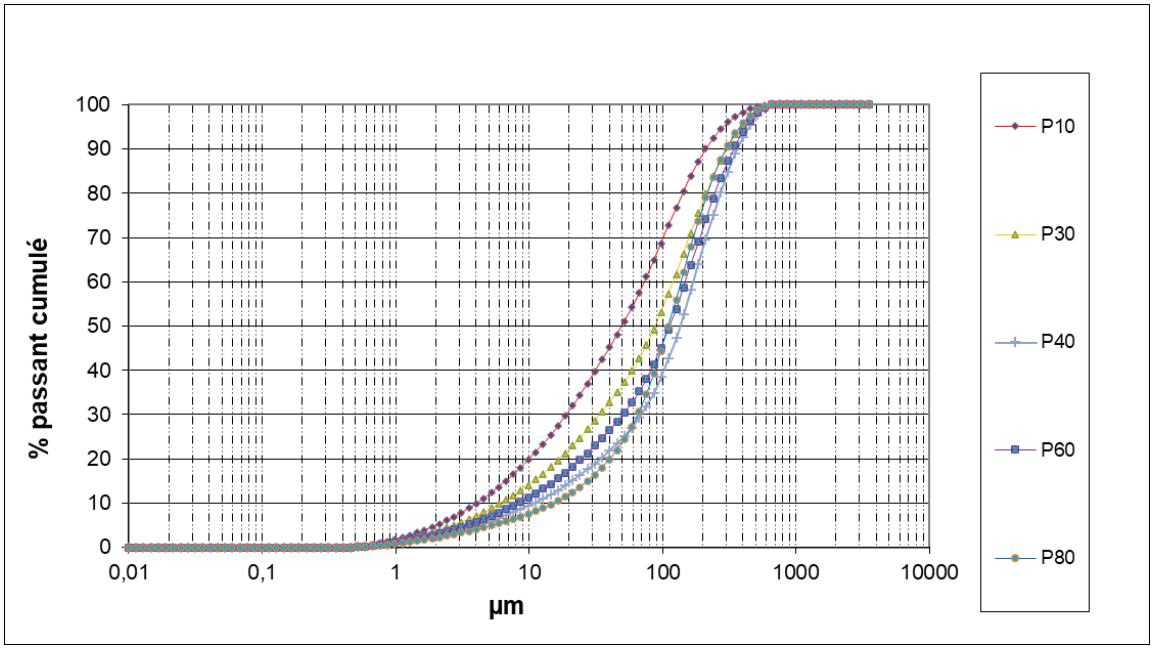

Figure D.3 Courbes granulométriques de profil : station H2

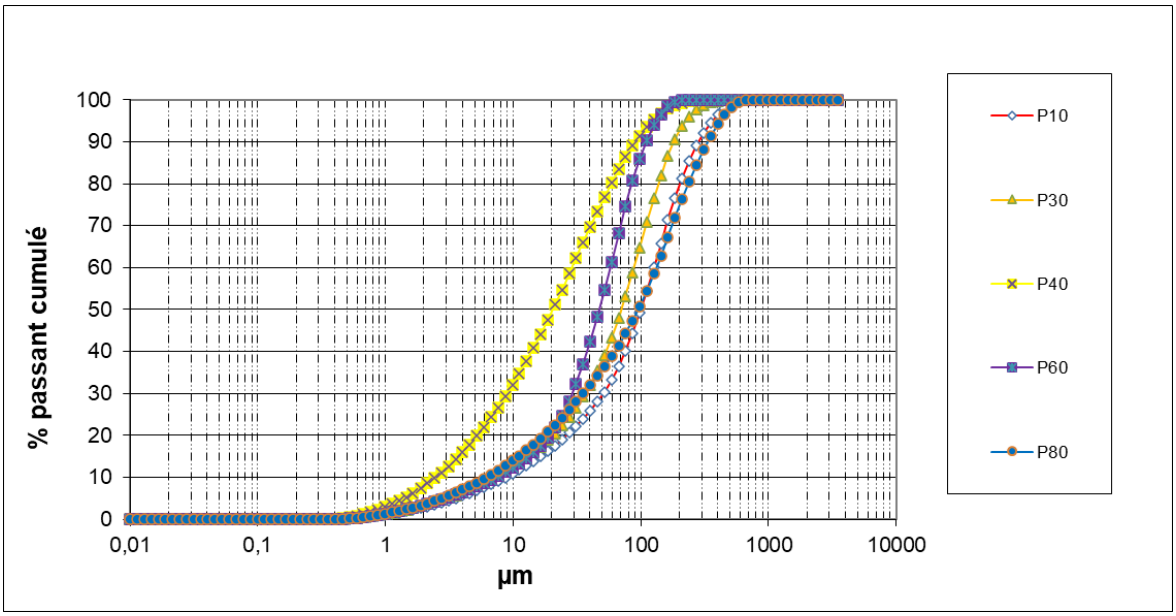

Figure D.4 Courbes granulométriques de profil : station H3

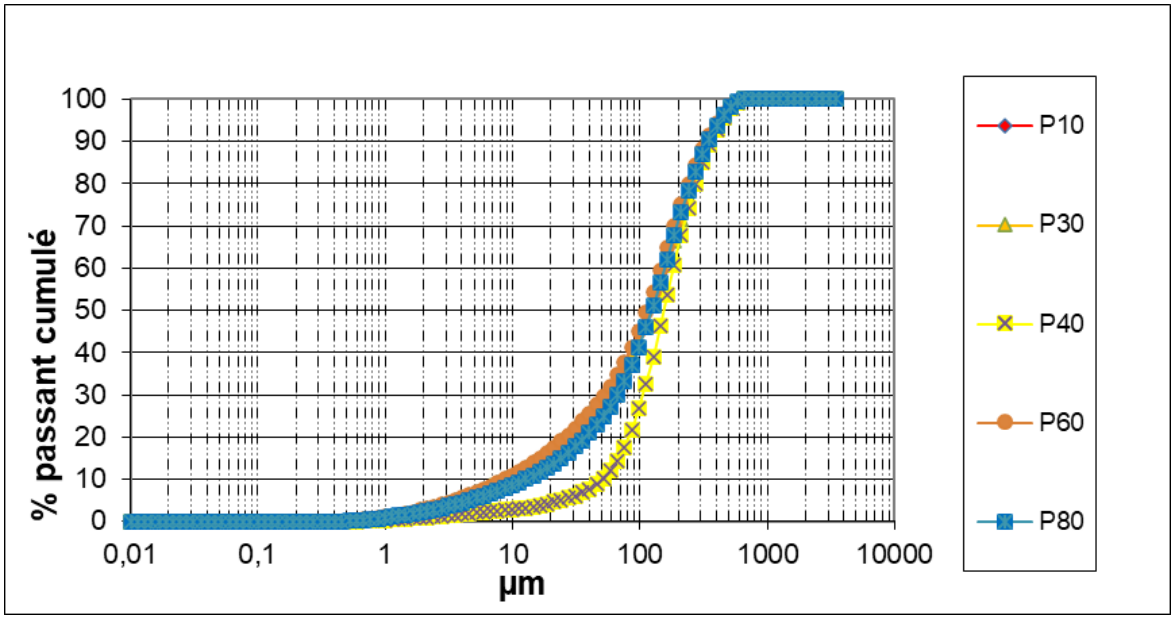

Figure D.5 Courbes granulométriques de profil : station H4

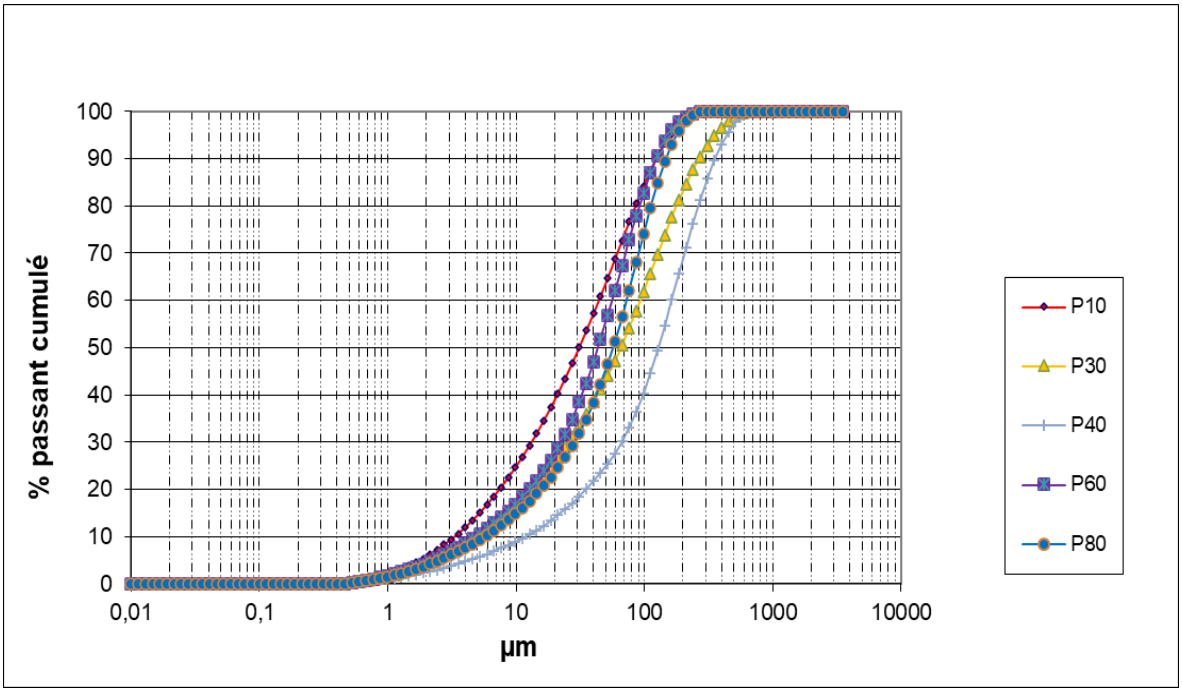

Figure D.6 Courbes granulométriques de profil : station H5

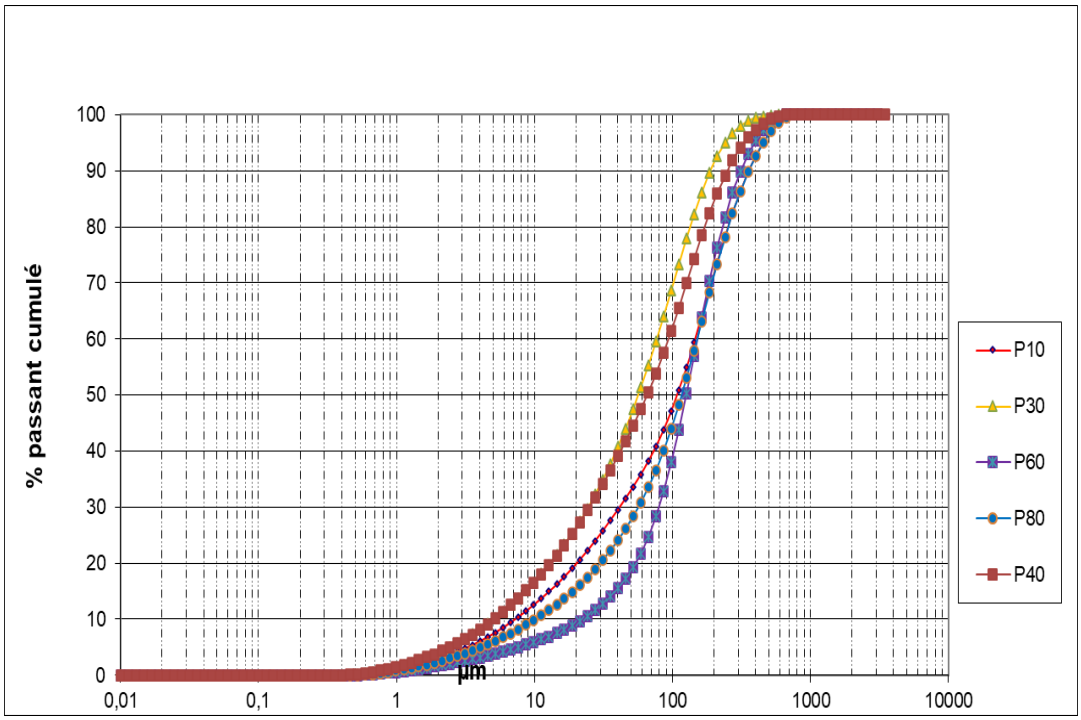

Figure D.7 Courbes granulométriques de profil : station H7

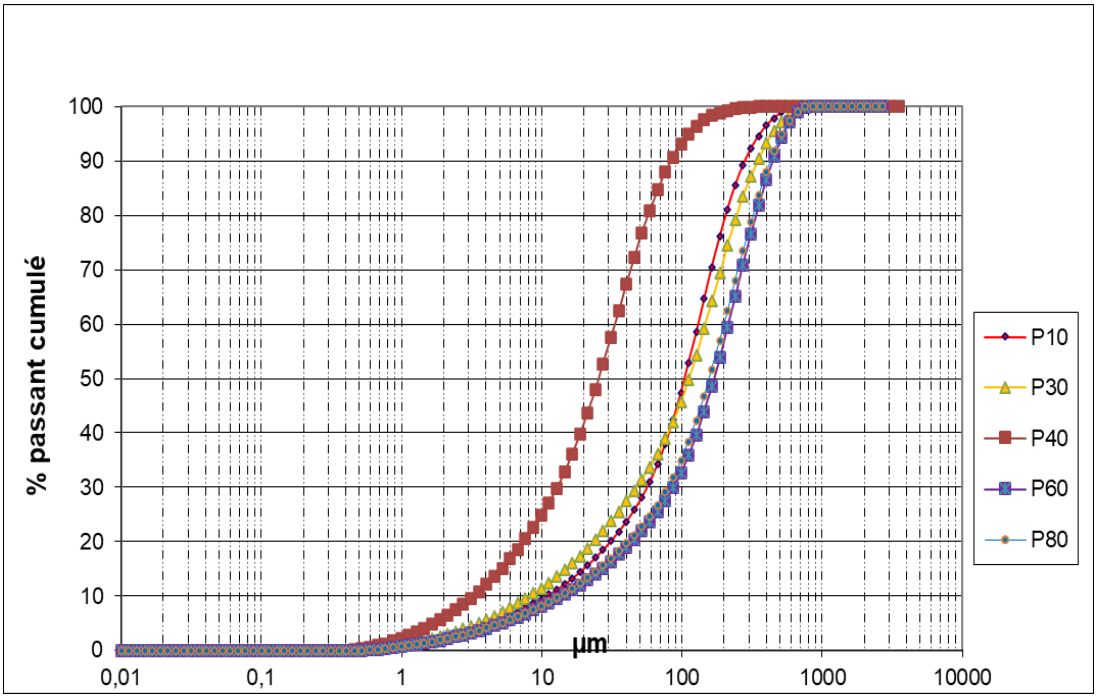

Figure D.8 Courbes granulométriques de profil : station H8

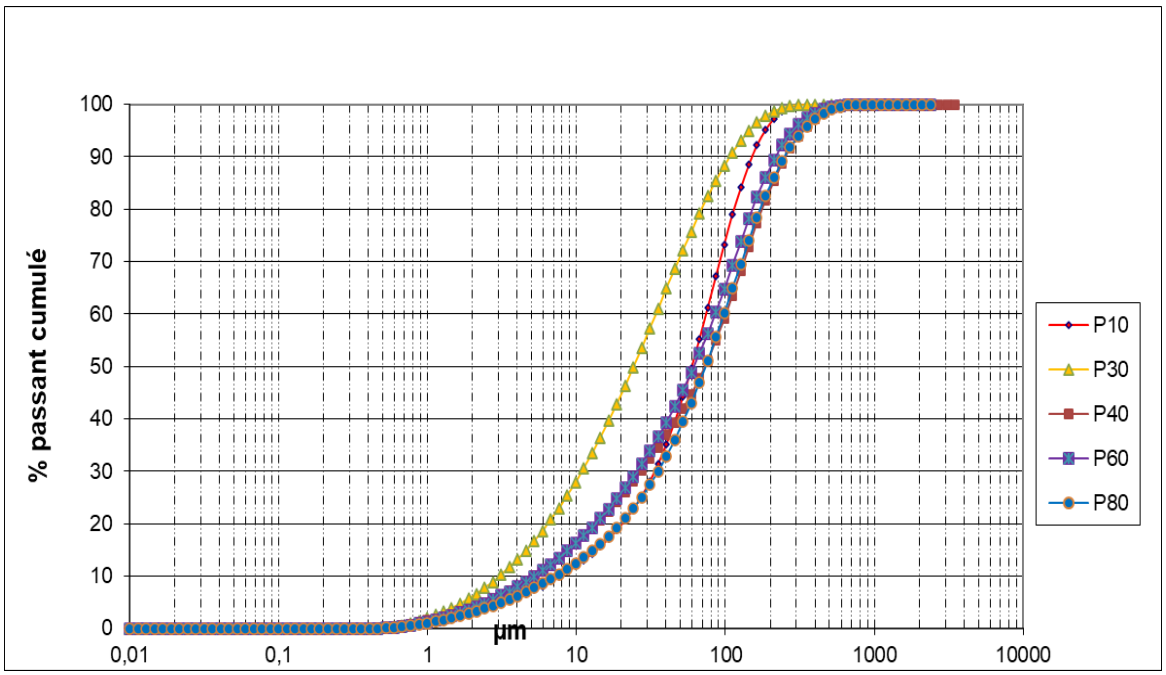

Figure D.9 Courbes granulométriques de profil : station H9

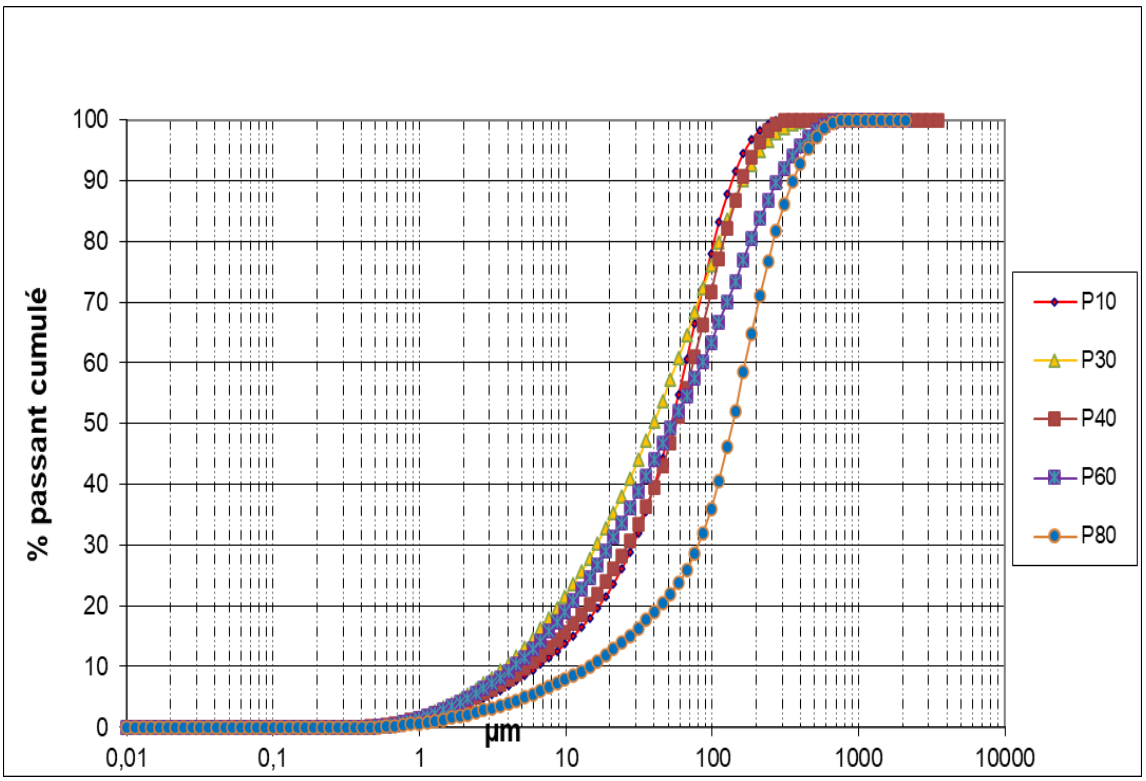

Figure D.10 Courbes granulométriques de profil : station H10

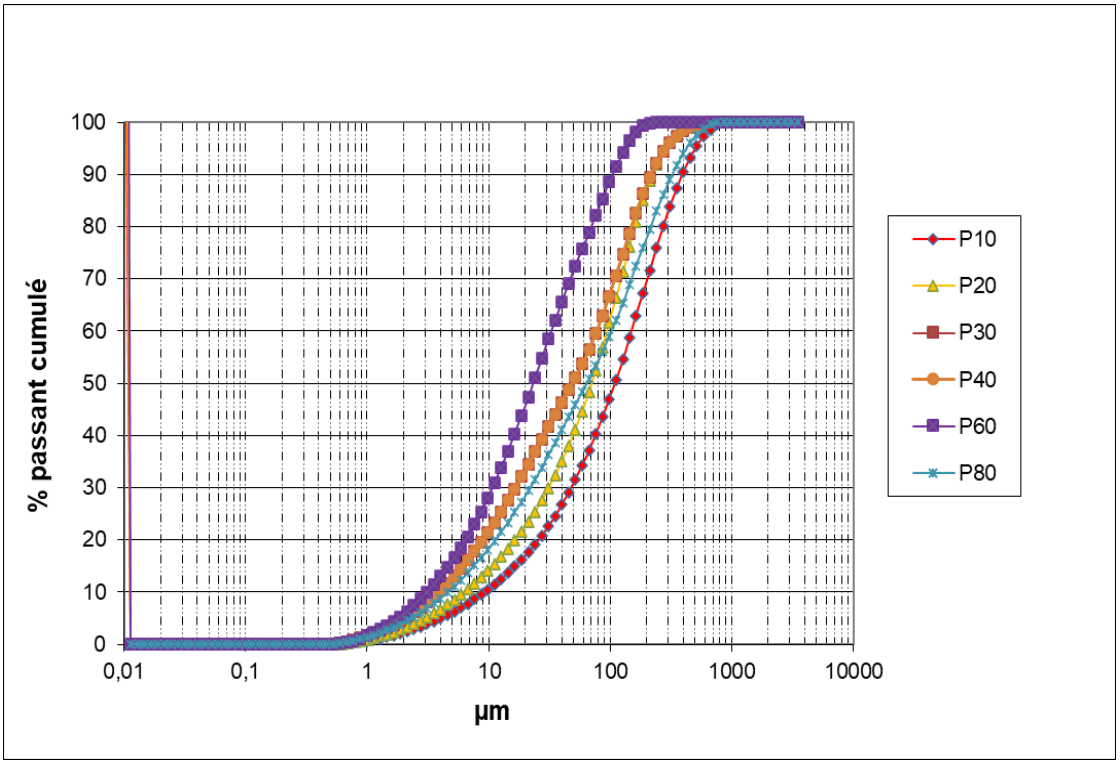

Figure D.11 Courbes granulométriques de profil : station SH11

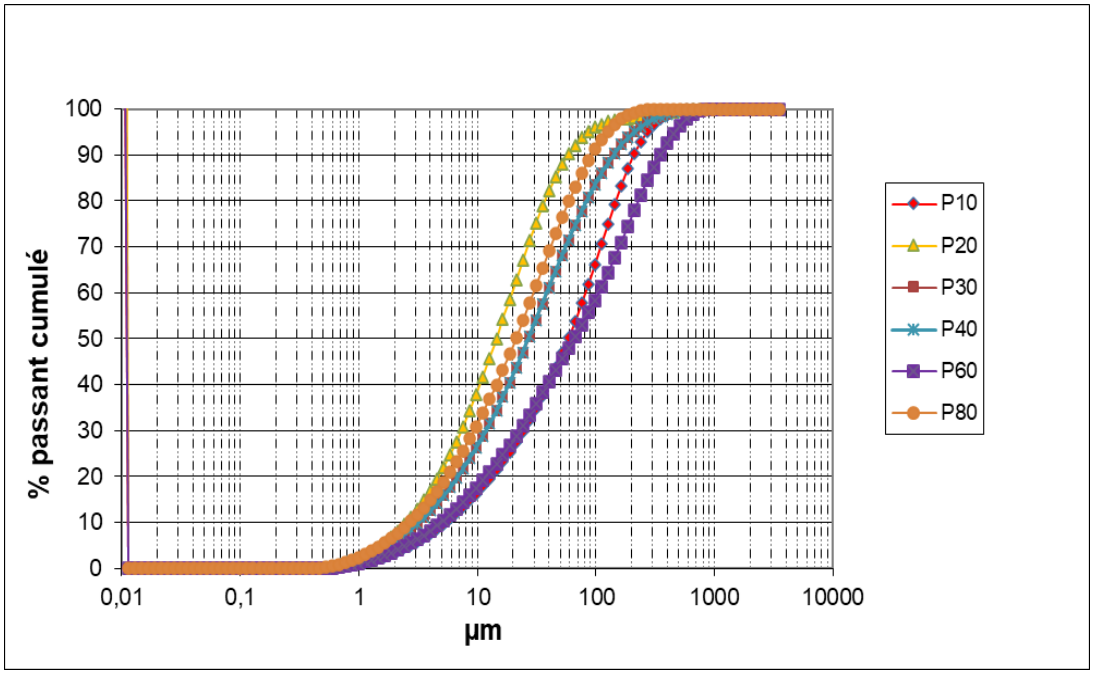

Figure D.12 Courbes granulométriques de profil : station SH12

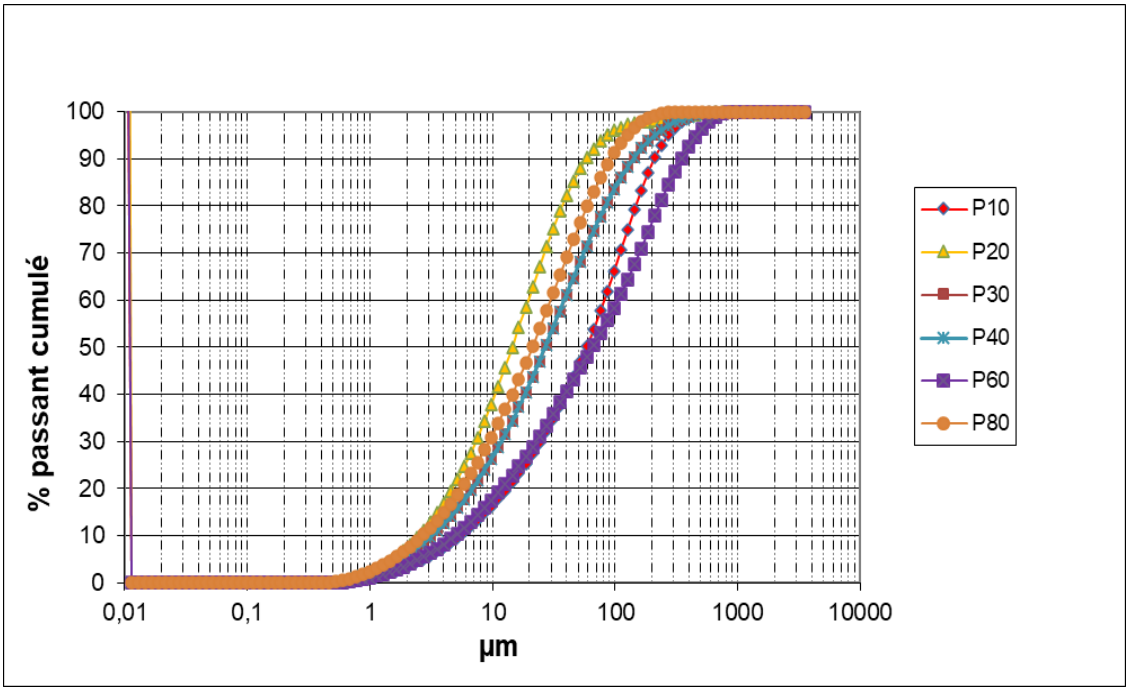

Figure D.13 Courbes granulométriques de profil : station SH15

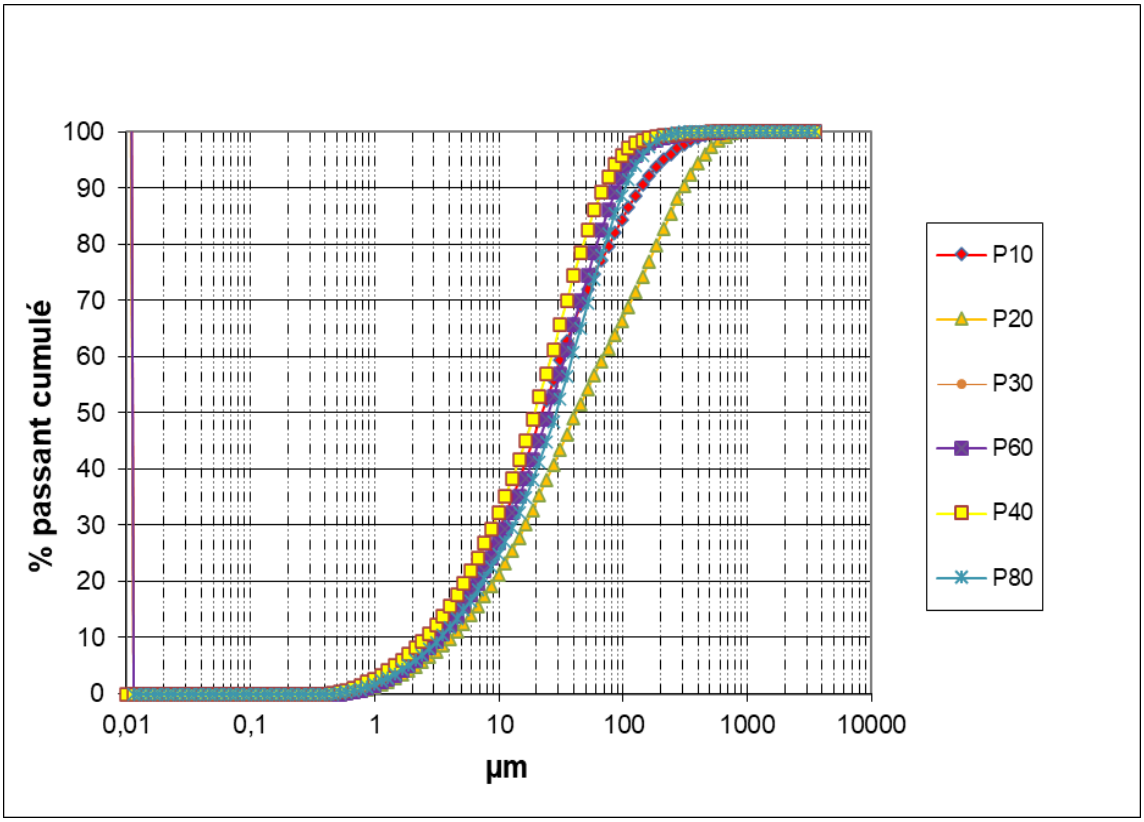

Figure D.14 Courbes granulométriques de profil : station SH17

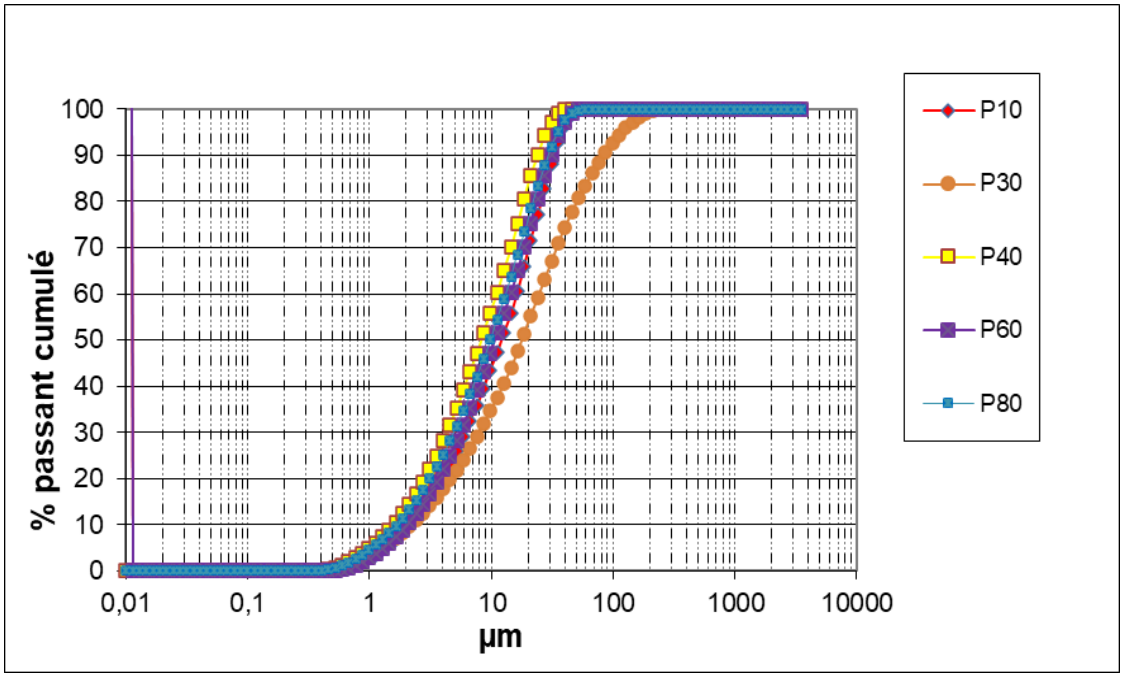

Figure D.15 Courbes granulométriques de profil : station SH20

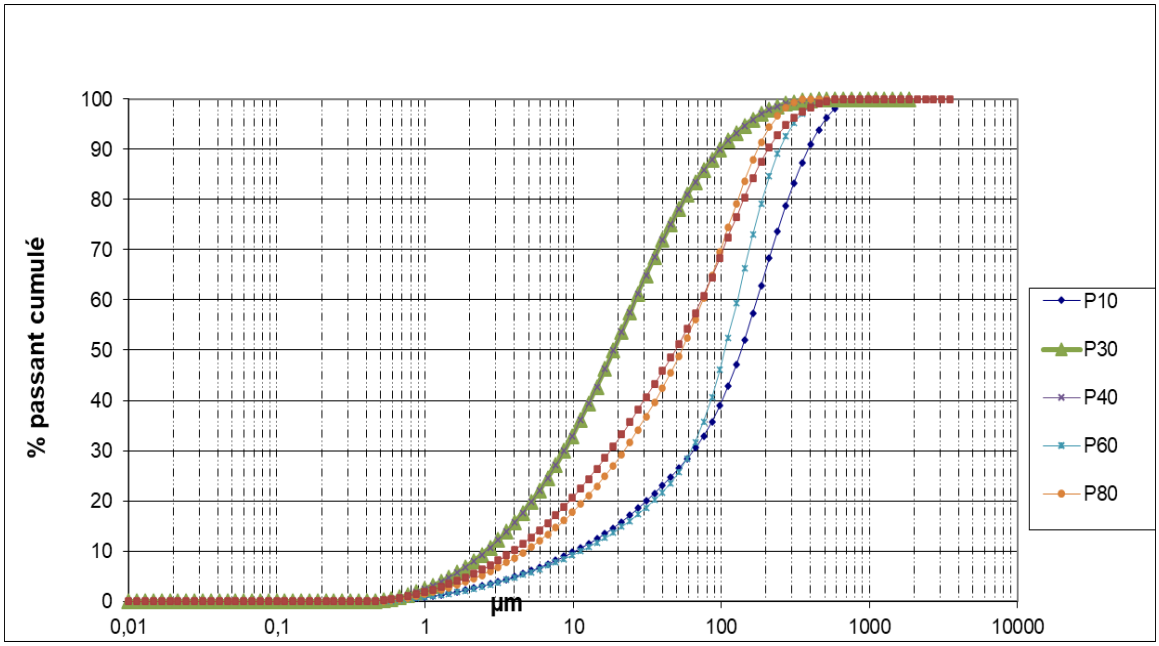

Figure D.16 Courbes granulométriques de profil : station TSV21

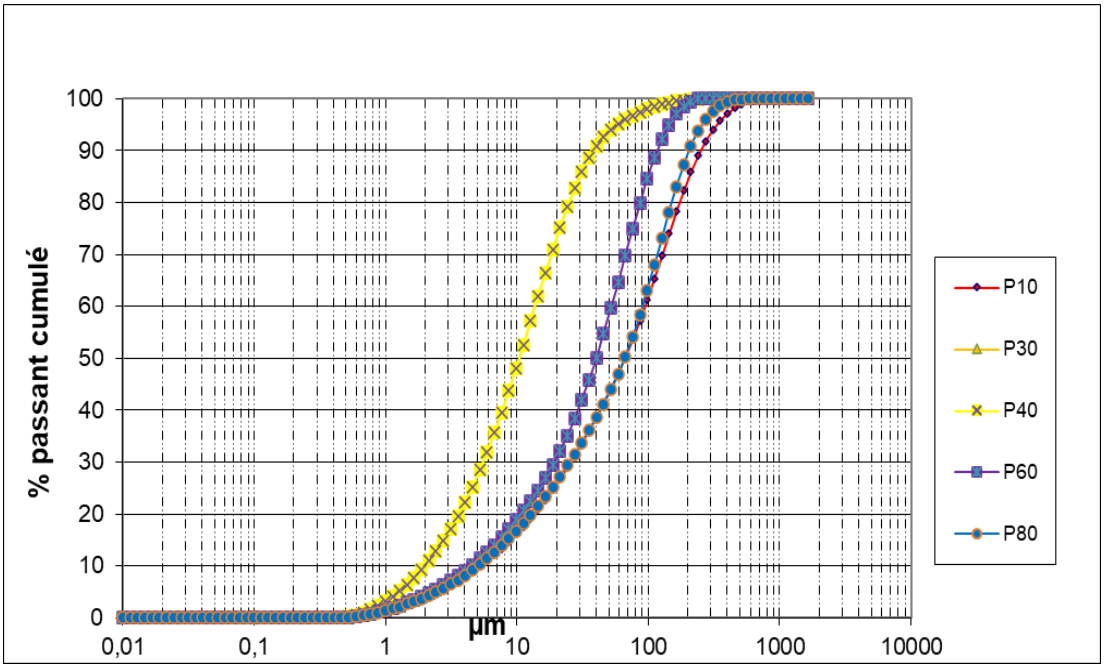

Figure D.17 Courbes granulométriques de profil : station TSV22

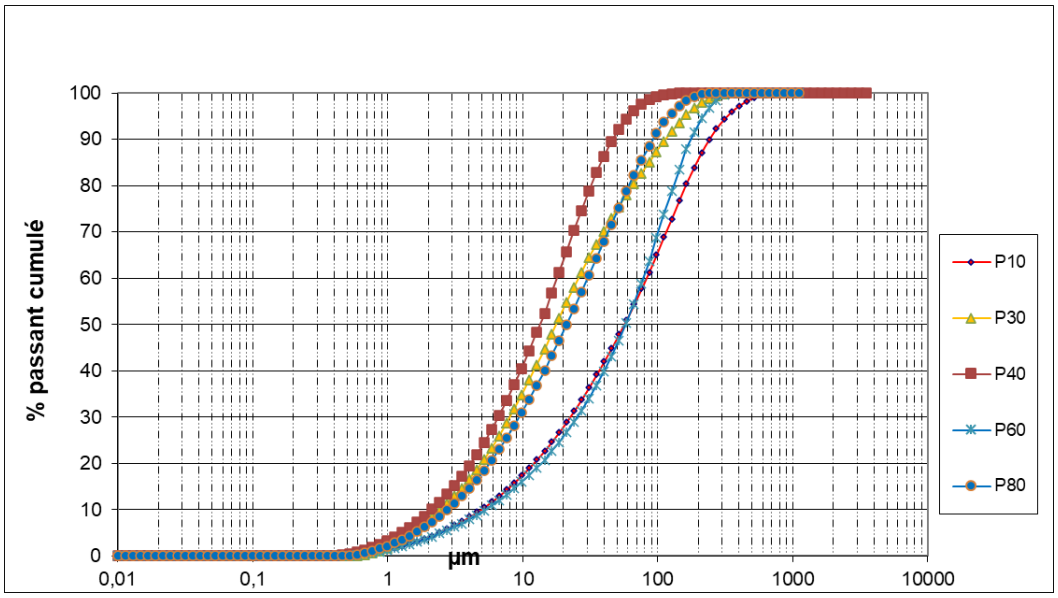

Figure D.18 Courbes granulométriques de profil : station TSV24

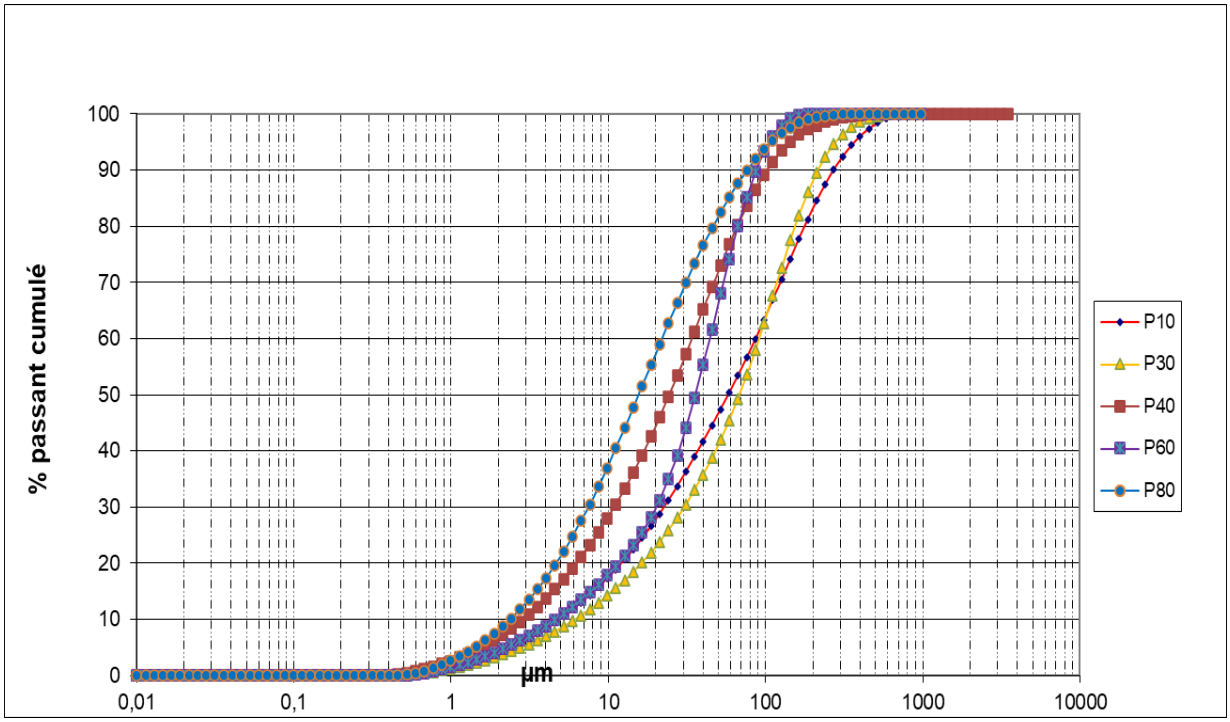

Figure D.19 Courbes granulométriques de profil : station TSV25

Annexe E : Caractéristiques des courbes granulométriques par station

Tableau E.14 Paramètres caractéristiques des courbes granulométriques pour 5 niveaux de profondeur par station

Station	Profondeur	C_u	C_c	D_{10}	D_{60}	P80µm	<75 µm (%)
H2	P10	17,91	1,22	4,07	72,9	61,15	61,15%
	P30	19,90	1,56	6,08	121	38	45,76%
	P40	15,60	2,61	10,9	170	34,88	31,82%
	P60	17,95	2,05	8,3	149	38	38,07%
	P80	9,02	2,01	15,3	138	38,07	34,65%
H3	P10	21,36	1,53	6,18	132	42	40,07%
	P30	12,26	2,10	7,2	88,3	54	53,28%
	P40	11,66	1,14	2,47	28,8	87	86,32%
	P60	7,91	2,03	7,26	57,4	75	74,62%
	P80	21,36	1,53	6,18	132	47	44,22%
H4	P10	16,71	2,20	8,68	145	39,4	37,75%
	P30	18,35	2,16	8,61	158	39,4	36,40%
	P40	3,57	1,20	51,2	183	18	17,62%
	P60	16,71	2,20	8,68	145,00	39,4	37,75%
	P80	12,28	2,25	12,7	156	34,00	33,24%
H5	P10	13,28	1,19	3,32	44,1	79,6	76,64%
	P30	18,90	1,44	4,9	92,6	55	54,16%
	P40	13,81	2,29	11,8	163	36,41	33,06%
	P60	11,59	1,86	4,83	56	73,76	72,76%
	P80	12,80	1,99	5,65	72,3	63,19	62,19%
H6	P10	14,36	2,20	7,80	112,00	42,39	40,32%
	P30	15,59	1,08	3,31	51,60	68,76	66,76%
	P40	11,78	2,03	12,90	152,00	34,7	34,70%
	P60	14,08	1,36	3,70	52,10	70,2	68,20%
	P80	18,06	1,69	5,98	108,00	47,2	52,58%

Tableau E. 15 Paramètres caractéristiques des courbes granulométriques par niveau de profondeur par station

Station	Profondeur	C_u	C_c	D_{10}	D_{60}	P80µm	< 75µm (%)
H7	P10	20,31	1,62	6,35	129,00	42,86	40,86%
	P30	15,18	1,53	4,46	67,70	61,58	59,55%
	P40	18,41	1,31	5,08	93,50	57,55	53,91%
	P60	6,87	1,88	19,50	134,00	29,38	28,38%
	P80	14,89	2,06	8,93	133,00	38,63	36,63%
H8	P10	12,13	2,25	9,48	115,00	40,04	38,04%
	P30	18,04	1,89	7,15	129,00	40,95	38,95%
	P40	10,15	1,52	3,26	33,10	90,79	87,99%
	P60	15,41	2,52	12,20	188,00	29,6	27,60%
	P80	14,83	2,37	11,80	175,00	31,08	29,08%
H9	P10	9,56	1,96	6,82	65,20	63,21	61,21%
	P30	11,15	1,13	2,69	30,00	84,48	82,48%
	P40	19,39	1,40	5,21	101,00	54,94	51,14%
	P60	16,23	1,45	4,62	75,00	58,6	56,31%
	P80	13,48	1,75	6,38	86,00	53,5	51,15%
H10	P10	10,25	1,94	5,67	58,10	68,51	64,57%
	P30	14,90	1,21	3,37	50,20	70,37	68,37%
	P40	13,84	1,75	5,36	74,20	66,3	60,97%
	P60	19,36	1,04	3,88	75,10	59,3	57,39%
	P80	11,75	2,68	12,60	148,00	30,59	28,59%
SH11	P10	16,18	1,65	7,17	116,00	41,8	40,24%
	P30	20,06	0,92	3,39	68,00	60	59,56%
	P40	20,06	0,92	3,39	68,00	60	59,56%
	P60	10,54	1,13	2,42	25,50	81	82,15%
	P80	22,08	1,01	4,08	90,10	57	53,37%
SH12	P10	15,16	1,34	4,17	63,20	60	57,73%
	P30	11,98	1,13	2,83	33,90	80	77,70%
	P40	11,98	1,13	2,83	33,90	80	77,70%
	P60	21,17	0,98	3,85	81,50	54,5	53,03%
	P80	11,06	1,12	2,36	26,10	100	86,07%

Tableau E.15 Paramètres caractéristiques des courbes granulométriques par niveau de profondeur par station

Station	Profondeur	C_u	C_c	D_{10}	D_{60}	P80µm	<75µm (%)
SH17	P10	10,21	1,08	2,42	24,70	81	79,71%
	P30	10,31	1,18	2,56	26,40	93	91,93%
	P40	10,31	1,18	2,56	26,40	93	91,93%
	P60	10,83	1,30	2,90	31,40	87,5	86,09%
	P80	11,57	1,26	2,99	34,60	88	81,86%
SH19	P10	12,88	1,17	2,36	30,40	72	73,74%
	P30	20,84	1,08	3,59	74,80	80	80%
	P40	14,80	1,24	2,26	33,48	100	100%
	P60	6,87	1,07	1,50	10,30	100	100%
	P80	13,46	1,05	2,54	34,20	73	72,85%
SH20	P10	7,49	1,07	1,67	12,50	100	100%
	P30	11,27	1,18	1,93	21,73	90	88,43%
	P40	7,03	1,06	1,58	11,10	100	100%
	P60	7,67	1,08	1,63	12,50	100	100%
	P80	7,80	1,10	1,68	13,10	100	100%
TSV22	P10	17,90	1,32	4,63	82,90	56,67	53,67%
	P30	6,95	1,12	1,74	12,10	98,74	96,74%
	P40	6,85	1,12	1,68	11,50	98,74	96,74%
	P60	11,73	1,60	3,93	46,10	77	74,95%
	P80	17,92	1,39	4,43	79,40	58,42	54,19%
TSV23	P10	11,97	1,98	5,48	65,60	62,87	60,87%
	P30	9,52	1,07	2,09	19,90	87,64	85,64%
	P40	8,19	1,09	1,93	15,80	93,68	92,57%
	P60	15,43	1,93	6,61	102,00	46,29	44,03%
	P80	18,75	1,61	6,08	114,00	45,16	43,16%
TSV24	P10	16,94	1,25	4,28	72,50	59,75	57,75%
	P30	10,55	1,00	2,17	22,90	84,7	82,70%
	P40	8,53	1,15	2,11	18,00	98,57	97,55%
	P60	14,72	1,54	4,68	68,90	63,65	58,88%
	P80	10,98	1,05	2,44	26,80	88,22	85,47%
TSV25	P10	17,79	1,21	4,29	76,30	58,61	56,61%
	P30	14,83	1,65	5,40	80,10	55,52	53,52%
	P40	11,76	1,21	2,89	34,00	86,54	83,55%
	P60	9,49	1,97	4,09	38,80	87,2	85,20%
	P80	9,19	1,07	2,10	19,30	91,91	89,91%

Annexe F : Essais de perméabilité in situ

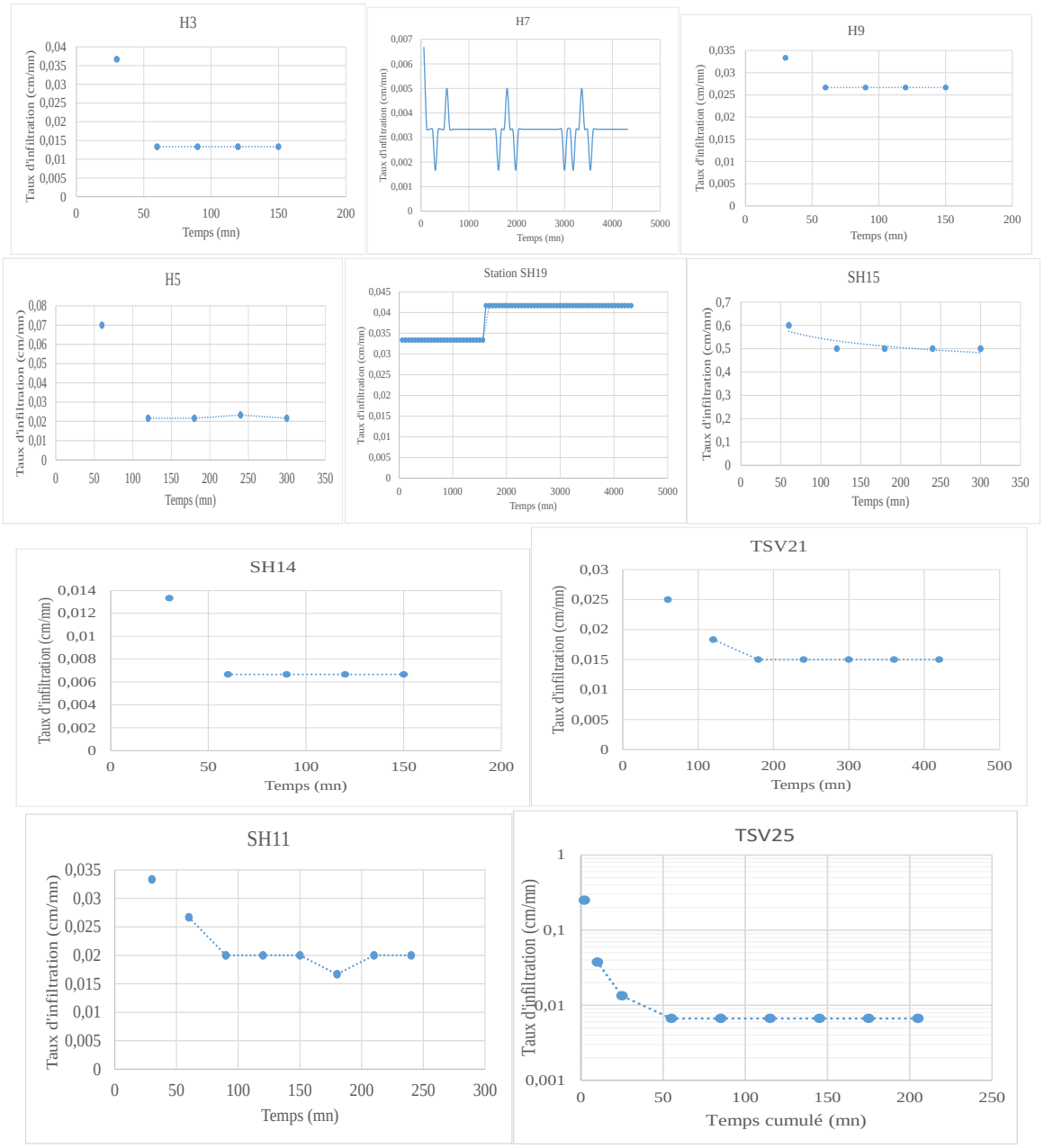

Figure F.20 Courbes du taux d'infiltration en fonction du temps

Tableau F.15 Valeurs de perméabilité in situ

Station	k_{sat} (cm/s)
SH19	2,46E-04
SH15	6,09E-05
SH14	4,87E-04
SH11	1,46E-04
H3	4,87E-05
H5	1,58E-04
H7	2,46E-04
H9	1,58E-04
TSV21	8,87E-05
TSV25	4,87E-05

Annexe G : Essais de perméabilité en laboratoire

Tableau G.16 Essais de perméabilité en laboratoire : stations herbacées

Stations herbacées	Moyenne k_{sat} (cm/s)	
	k_{sat}-Prédite	k_{sat}-mesurée
H2P1	7,0E-05	1,1E-05
H3P1	1,5E-04	3,8E-05
H4P1	1,6E-04	3,1E-05
H5P1	2,4E-05	5,2E-05
H6P1	7,8E-05	1,5E-04
H7P1	6,7E-05	2,3E-05
H8P1	1,4E-05	3,0E-05
H9P1	5,3E-05	3,5E-05
H10P1	9,7E-05	2,0E-05
Moyenne	8,0E-05	4,4E-05
Er.S	1,7E-05	1,4E-05

Tableau G.17 Essais de perméabilité en laboratoire: stations saules et herbacées

Stations mixtes	Moyenne ksat (cm/s)	
	K_{sat}-Prédite	k_{sat}-mesurée
SH11P1	1,4E-04	3,9E-05
SH12P1	1,0E-04	2,3E-05
SH15P1	3,0E-05	3,8E-05
SH17P1	2,1E-05	3,5E-05
SH19P1	3,9E-05	5,7E-05
SH20P1	2,5E-05	9,5E-06
Moyenne	6,1E-05	3,4E-05
Er.S	2,1E-05	6,6E-06

Tableau G.18 Récapitulatif des valeurs de k_{sat} mesurées, prédites

Stations témoins	Moyenne ksat (cm/s)	
	k_{sat}-Prédite	k_{sat}-mesurée
TSV22P1	2,6E-05	1,9E-05
TSV23P1	4,5E-05	2,2E-05
TSV24P1	5,6E-05	2,5E-05
TSV 25P1	1,2E-04	1,2E-05
Moyenne	6,1E-05	1,9E-05
Er.S	1,9E-05	2,9E-06

Tableau G.19 Récapitulatif des valeurs moyennes des paramètres granulométriques de prédiction de la k_{sat}

Stations	Moyennes de paramètres de prédiction		
	D_{10} (µm)	C_u (-)	e (-)
H2P1	5,08	18,91	0,71
H3P1	7,69	13,38	0,72
H4P1	8,65	17,53	0,68
H5P1	4,11	16,09	0,62
H6P1	5,56	14,98	0,71
H7P1	5,41	17,75	0,68
H8P1	8,32	15,09	0,67
H9P1	4,76	10,36	0,72
H10P1	4,52	12,58	0,82
SH11P1	5,30	18,12	0,71
SH12P1	3,50	13,57	0,81
SH15P1	2,50	11,14	0,72
SH17P1	2,50	10,26	0,68
SH19P1	2,35	13,84	0,77
SH20P1	1,80	9,38	0,81
TSV22P1	3,19	12,43	0,72
TSV23P1	3,79	10,75	0,76
TSV24P1	3,24	13,75	0,84
TSV 25P1	4,85	16,31	0,81

Annexe H : Prédiction de la k_{sat} selon les valeurs minimales et maximales de D_{10}

Tableau H.20 Prédiction de la k_{sat} selon les valeurs minimales et maximales de D_{10} : Stations herbacées

Station		D_{10} (µm)	C_u (-)	e(-)	k_{sat} (cm/s) KCM
	Mini	4,07	17,91	0,71	4,4E-05
H2	Max	15,3	9,02		5,0E-04
	Mini	2,47	11,66	0,72	1,5E-05
H3	Max	7,26	7,91		1,2E-04
	Mini	8,61	18,35	0,68	1,7E-04
H4	Max	12,7	12,28		3,2E-04
	Mini	3,32	13,28	0,62	1,4E-05
H5	Max	11,8	13,81		1,9E-04
	Mini	3,31	15,59	0,71	2,8E-05
H6	Max	12,9	11,78		3,9E-04
	Mini	4,46	15,18	0,68	4,2E-05
H7	Max	19,5	6,87		6,1E-04
	Mini	3,26	10,15	0,67	1,8E-05
H8	Max	11,8	14,83		2,7E-04
	Mini	2,69	11,15	0,72	1,8E-05
H9	Max	6,82	9,56		1,1E-04
	Mini	3,37	14,9	0,82	5,6E-05
H10	Max	12,6	11,75		7,2E-04

Tableau H.21 Prédiction de la k_{sat} selon les valeurs minimales et maximales de D_{10} : Stations avec saules

Station		D_{10} (µm)	C_u (-)	e (-)	k_{sat} (cm/s) KCM
	Mini	2,42	10,54	0,71	1,3E-05
SH11	Max	7,17	16,18		1,3E-04
	Mini	2,36	11,06	0,81	2,3E-05
SH12	Max	4,17	15,16		8,1E-05
	Mini	2,11	8,72	0,72	1,0E-05
SH15	Max	2,61	11,53		1,7E-05
	Mini	2,42	10,21	0,68	1,1E-05
SH17	Max	2,99	11,57		1,7E-05
	Mini	2,26	14,8	0,77	1,9E-05
SH19	Max	3,59	20,84		5,3E-05
	Mini	1,58	7,03	0,81	9,0E-06
SH20	Max	1,93	11,27		1,6E-05

Tableau H.22 Prédiction de la k_{sat} selon les valeurs minimales et maximales de D_{10}: Stations témoins sans végétation

Station	D_{10} (µm)		C_u (-)	e (-)	k_{sat} (cm/s) KCM
	Mini	1,68	6,85	0,72	5,9E-06
TSV22	Max	4,63	17,9		6,2E-05
	Mini	1,93	8,19	0,76	1,1E-05
TSV23	Max	6,61	15,43		1,5E-04
	Mini	2,11	8,53	0,84	2,0E-05
TSV24	Max	4,68	14,72		1,2E-04
	Mini	2,1	9,19	0,81	1,7E-05
TSV25	Max	5,4	14,83		1,4E-04