POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Optimisation de la quantité d'hydrosemis utilisée pour la végétalisation de talus de résidus de mine de fer en contexte nordique

MAXIME LABBÉ

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Août 2024

© Maxime Labbé, 2024.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

Optimisation de la quantité d'hydrosemis utilisée pour la végétalisation de talus de résidus de mine de fer en contexte nordique

présenté par **Maxime LABBÉ**

pour un mémoire en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées a été*

dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Bruno BUSSIÈRE, président

Marie GUITTONNY, membre et directrice de recherche

Christine LETHIELLEUX JUGE, membre et codirectrice de recherche

Richard HOGUE, membre

DÉDICACE

À toutes les personnes travaillant d'arrache-pied à bâtir un monde meilleur.

<< Parfois, il faut du temps pour qu'on récolte les fruits d'un arbre.
Parfois, c'est toute une vie qu'il faut attendre. >>

- Michel Jean, *Kukum*, 2019

REMERCIEMENTS

La réalisation d'un projet de recherche en vue de l'obtention d'un diplôme de maîtrise est une entreprise colossale qui demande beaucoup de temps, d'argent et de ressources logistiques. Je dois en grande partie mon succès aux différentes personnes qui se sont impliquées de près ou de loin dans ma réussite.

Je souhaite d'abord remercier ma directrice de recherche, Mme Marie Guittonny pour son accueil chaleureux dans la belle région de l'Abitibi-Témiscamingue ainsi que pour son encadrement, sa disponibilité et sa rigueur scientifique qui m'ont permis de cheminer tant sur le plan académique que professionnel. Je remercie également ma co-directrice de recherche, Mme Christine Lethielleux-Juge pour son accompagnement sur le terrain à Fermont ainsi qu'au laboratoire à Québec. Ton expertise précieuse au sujet des mycorhizes m'a permis d'en apprendre davantage sur des organismes trop souvent négligés.

Je remercie M. Normand Cossette, fondateur et dirigeant de l'entreprise Irrigation NORCO inc. pour tout le support logistique et financier ayant rendu possible mon projet de recherche. Merci d'avoir partagé avec moi ton expertise en végétalisation des sites miniers et ta connaissance approfondie de la flore du nord du Québec.

Je souhaite aussi adresser mes remerciements à l'organisme MITACS pour le soutien financier ayant rendu possible la réalisation de ce projet et de m'avoir permis d'observer aux premières loges la réalité sur le terrain par l'entremise de son programme de stage en entreprise.

Merci également aux membres de l'équipe administrative de l'IRME-UQAT, aux membres de l'URSTM, notamment Sylvette, Pierre-Alain et Gwendoline ainsi qu'aux professeures et professeurs du programme de Génie minéral de l'IRME-UQAT pour la qualité de votre enseignement et pour votre dévouement envers la réussite de vos élèves.

Je remercie chaleureusement l'ensemble des collègues que j'ai eu la chance de côtoyer durant les deux dernières années. Un merci spécial aux équipes d'Irrigation NORCO 2022 et 2023, plus spécifiquement à Joseph, Thomas, Étienne, Samuel et Jonathan pour leur participation directe à mon projet de recherche. Merci également à mes collègues de classes avec qui j'ai eu l'occasion d'échanger et d'apprendre sur le monde fascinant de la restauration des sites miniers.

Un merci spécial à mes ami(e)s, aux quatre coins du Québec et même du Canada, qui m'ont écouté, supporté et encouragé pendant les deux dernières années. La liste est trop longue pour tous vous nommer, mais sachez que je dois une part non négligeable de mon succès à votre précieuse amitié.

Finalement, je souhaite remercier ma famille, à commencer par ma conjointe Béatrice, qui m'a supporté, encouragé et soutenu malgré la distance. Un merci spécial à ma mère Annick et ma sœur Laurence pour leur précieuse écoute ainsi qu'à leurs conjoints pour leur amitié. Merci à ma belle-famille, Raymond, Marie-Claude ainsi que Marie-Pierre et Jean-Sébastien pour votre support et vos encouragements. Merci également à mon père, mes grands-parents, mes oncles, mes tantes et toute ma famille élargie. J'ai aussi une pensée spéciale pour la grand-mère de ma conjointe, Louise, qui nous a quittés trop tôt et avec qui j'aurais aimé partager les dénouements de mon projet de recherche.

RÉSUMÉ

Le cadre réglementaire québécois exige qu'un site minier en fermeture soit remis dans un état dit acceptable. Ces exigences incluent généralement la végétalisation de l'ensemble du site, incluant le parc à résidus. Cependant, les résidus miniers présentent des conditions physiques, chimiques et biologiques similaires aux successions écologiques primaires, ce qui rend difficile l'implantation de la végétation. Ces contraintes sont accentuées sur des sites présentant des variations topographiques importantes ainsi que pour les sites localisés en forêt boréale dans le nord du Québec.

Un dispositif en bloc complet aléatoire recouvrant 0,9 hectare a été conçu sur une digue recouverte de résidus miniers et présentant une pente de 33% sur la mine de fer du Mont-Wright dans la région de Fermont. Afin d'étudier l'influence de l'emplacement sur la pente et de la dose d'hydrosemis sur le développement des symbioses mycorhiziennes à arbuscules et de la végétation, trente-six parcelles (4 répétitions), réparties sur 3 hauteurs (haut, milieu et bas de pente) ont reçu aléatoirement 1, 2 ou 3 couches d'hydrosemis en août 2022. La bouillasse contenait un mélange de semences d'intérêt agronomique composé de Poacées, de Fabacées et de Brassicacées, ainsi qu'un inoculant de *Rhizophagus irregularis*. Des paramètres liés à la végétation (composition de la communauté végétale, taux de recouvrement, biomasse aérienne et contenus foliaires), aux mycorhizes à arbuscules (taux de mycorhization et diversité taxonomique) et au substrat (teneurs en nutriments, métaux, métalloïdes et érosion) ont été étudiés.

Lors du suivi réalisé à la fin de la deuxième saison de croissance, seulement 8 des 18 espèces ensemencées ont été identifiées sur le dispositif, en plus de 5 espèces d'adventices. Le recouvrement de la végétation était constitué majoritairement de Graminées du genre *Festuca*, *Lolium*, *Phleum* et *Agrostis*. *Festuca* était le genre le plus abondant en haut de pente tandis que *Lolium* était plus abondant en bas de pente. La biomasse aérienne était plus de deux fois supérieure en bas et milieu de pente qu'en haut de pente, avec une moyenne maximale d'environ 100 kg/ha. Le taux de couverture végétale suivait la même tendance que la biomasse aérienne et la moyenne maximale obtenue se situait aux alentours de 40%. Les teneurs foliaires en N et P variaient significativement en fonction de la hauteur et du nombre de couches appliqué, mais se situaient dans les intervalles de fertilité attendus pour cette culture. Les données liées à l'érosion variaient significativement en fonction de la hauteur sur la pente. Ainsi, le taux d'ensevelissement était plus

élevé en haut de pente tandis que l'épaisseur de résidus érodés était plus élevée en bas de pente. Les concentrations en N total et en P total dans le substrat ne présentaient pas de différences significatives entre les traitements. L'augmentation de la dose d'hydrosemis a eu un impact significatif positif sur le taux de mycorhization des végétaux présents dans les parcelles expérimentales. Le taux moyen maximal de mycorhization se situait aux alentours de 12%. Les analyses taxonomiques n'ont pas permis d'identifier l'espèce *Rhizophagus irregularis* présente dans l'inoculant commercial ajouté au mélange d'hydrosemis.

Les premiers stades de successions végétales et les taux précoces de mycorhizes à arbuscules suite à des travaux d'ensemencements hydrauliques sur des résidus de mine de fer en conditions nordiques ont été documentés pour la première fois dans le cadre de ce projet.

ABSTRACT

The Quebec regulatory framework requires that a mine site undergoing closure be restored to an acceptable state. These requirements generally include the revegetation of the entire site, including the tailings facility. However, mine tailings exhibit physical, chemical and biological conditions associated with primary ecological successions, making vegetation establishment challenging. These constraints are exacerbated on sites with significant topographical variations like those in northern Quebec's boreal forest.

A randomized complete block design covering 0.9 hectares was established on a dike covered with mine tailings and featuring a 33% slope at the Mont-Wright iron mine in the Fermont region of northeastern Quebec. To study the influence of slope position and hydroseeding dose on the development of arbuscular mycorrhizal symbioses and vegetation, thirty-six plots (4 repetitions), distributed across 3 heights (top, middle, and bottom of the slope), received 1, 2, or 3 layers of hydroseeding in August 2022. The slurry contained a mix of agronomically significant species from the *Poaceae*, *Fabaceae* and *Brassicaceae* families as well as a commercial mycorrhizal inoculant containing the species *Rhizophagus irregularis*. Parameters related to vegetation (plant community composition, cover rate, above-ground biomass, and foliar nutrient content), arbuscular mycorrhizae (mycorrhization rate and taxonomic diversity), and substrate (nutrient, metal, and metalloid contents and erosion) were studied.

During monitoring conducted at the end of the second growing season in 2023, only 8 of the 18 seeded species were identified in the experimental plots, along with the presence of 5 spontaneous successional weed species. The vegetation cover was predominantly composed of grasses from the genera *Festuca*, *Lolium*, *Phleum*, and *Agrostis*. *Festuca* was the most abundant genus at the top of the slope, while *Lolium* was more abundant at the bottom of the slope. Above-ground biomass was more than twice as high at the middle and bottom of the slope compared to the top, with a maximum average of approximately 100 kg/ha. Vegetation cover followed the same trend as above-ground biomass, with a maximum average of around 40%. Foliar N and P contents varied significantly depending on height and the number of hydroseeding layers applied but were within the expected fertility ranges for these crops. Erosion-related data varied significantly based on slope height. Burial rates were higher at the top of the slope, while the thickness of eroded residues was higher at the bottom. Total N and P concentrations in the substrate did not show significant differences

between treatments. Increasing the hydroseeding dose had a significant positive impact on the mycorrhization rate of plants in the experimental plots. The maximum average mycorrhization rate was around 12%. Taxonomic analyses did not identify the species *Rhizophagus irregularis* present in the commercial inoculant added to the hydroseeding slurry.

Vegetation succession and the progression of arbuscular mycorrhizal rates following hydraulic seeding on iron mine tailings under northern conditions were documented for the first time as part of this project.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ VI

ABSTRACT VIII

TABLE DES MATIÈRES X

LISTE DES TABLEAUX XIV

LISTE DES FIGURES XV

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XXI

LISTE DES ANNEXES XXIV

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Contexte 1

1.2 Problématique 3

1.3 Objectifs et hypothèses de recherche 5

1.4 Contenu du mémoire et retombées du projet 6

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 8

2.1 La technique d'hydroensemencement en restauration écologique 8

2.1.1 Historique et contexte d'utilisation 8

2.1.2 Les mélanges de semences utilisés pour la restauration des sites miniers 10

2.1.3 Stress et facilitation par les premiers végétaux ensemencés en début de succession végétale 14

2.1.4 Impact de la végétation sur les propriétés du substrat 15

2.1.5 Impact de la densité des plantes ensemencées sur la colonisation naturelle et les successions végétales 17

2.1.6 Dose de semis et densité des plantes ensemencées 19

2.1.7 Utilisation des fertilisants dans les mélanges d'hydrosemis 20

2.1.8 Utilisation du fumier de volaille.....24

2.1.9 Impact de la fertilisation sur les bactéries *Rhizobium* 26

2.1.10 Impact des paillis sur l'érosion, la teneur en eau du substrat et la captation des graines 27

2.1.11 Contribution des paillis organiques à la matière organique et à la fertilité du substrat 30

2.1.12 Dose de paillis et contraintes liées à l'ensemencement hydraulique 33

2.1.13 Utilisation des polyacrylamides (PAM) dans les mélanges d'hydrosemis 34

2.1.14 Impact de l'utilisation des polyacrylamides sur la végétation 35

2.2 La symbiose mycorhizienne arbusculaire 36

2.2.1 Importance des mycorhizes en restauration écologique.....36

2.2.2 L'inoculation de la végétation avec des CMA 40

2.2.3 Rôle des CMA dans la nutrition des plantes 42

2.2.4 Influence des CMA sur les propriétés physiques et chimiques du substrat 46

2.3 L'impact de la topographie du site minier à restaurer sur le succès de végétalisation ..47

2.3.1 Ouvrages de rétention.....47

2.3.2 Stabilité géotechnique et végétation.....48

2.3.3 Migration des éléments nutritifs et des éléments traces métalliques 52

2.3.4 Migration des semences 54

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE 56

3.1 Description du site.....56

3.2 Dispositif expérimental 57

3.2.1 Localisation du dispositif 57

3.2.2 Description du dispositif 60

3.2.3 Description du matériel utilisé 61

3.2.4 Espèces végétales ensemencées 63

3.3 Mise en place du dispositif 63

3.4 Caractérisation initiale des substrats 65

3.4.1 Propriétés agronomiques 65

3.4.2 Distribution granulométrique et densité relative des grains 66

3.4.3 Densité apparente 67

3.5 Suivi à la fin de la 2e saison après ensemencement 68

3.5.1 Inventaires biologiques et état général des parcelles 69

3.5.2 Recouvrement de la végétation et accumulation de résidus 70

3.5.3 Biomasse aérienne des plantes et profondeur d'ensevelissement 71

3.5.4 Analyses foliaires 72

3.5.5 Substrats 73

3.5.6 Mycorhization des racines 73

3.5.7 Traitements des données et analyses statistiques 75

CHAPITRE 4 RÉSULTATS 77

4.1 Couverture végétale et biomasse aérienne 77

4.2 Diversité floristique 81

4.3 Contribution spécifique à la couverture végétale et recouvrement 83

4.4 Ensevelissement par les résidus miniers 84

4.5 Analyses foliaires 87

4.6 Analyses de sol 91

4.7 Mycorhization 99

CHAPITRE 5 DISCUSSION 103

5.1 Propriétés agronomiques des résidus miniers de la mine du Mont-Wright 103

5.2 Influence de la dose d'hydrosemis 105

5.3 Influence de la pente 111

5.4 Défis rencontrés et limites.....115

5.4.1 Période du semis.....115

5.4.2 Faune aviaire 116

5.4.3 Biomasse racinaire 117

5.4.4 Influence isolée des facteurs 118

5.4.5 Provenance des propagules de CMA 118

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 119

RÉFÉRENCES 123

ANNEXES 159

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 Caractéristique de différentes formes de matière organique du sol. Adapté de la 3e édition du Guide de production biologique des grandes cultures du CRAAQ (Wallace et al., 2019)..... 32

Tableau 2-2 Principaux services écologiques rendus par les mycorhizes arbusculaires. Adapté de Gianinazzi et al., (2010). 37

Tableau 4-1 Résultat des analyses statistiques ANOVA (α = 0,05) pour les facteurs couche, hauteur et couche × hauteur. Seules les variables respectant les critères d'application du test statistique sont présentées. Les suffixes Sol, Cont et Rec représentent respectivement les analyses de sol, de contribution au recouvrement et de % de recouvrement. 80

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 Travaux d'ensemencement hydraulique réalisés sur la mine du Mont-Wright au mois d'août 2015 par la compagnie Irrigation NORCO Inc. Tiré de l'annexe L du plan de restauration de la mine du Mont-Wright (WSP, 2017). 9

Figure 2-2 Représentation simplifiée du cycle de l'azote dans des peuplements présentant majoritairement des associations avec des CMA. Tiré de Fortin et al., (2015). 21

Figure 2-3 Association entre les mycorhizes et des bactéries pouvant solubiliser le phosphore. Tiré de Fortin et al., (2015). 23

Figure 2-4 Vue rapprochée d'une parcelle recouverte de bouillasse d'hydrosemis. On peut y apercevoir différents types de paillis fins d'origine organique ainsi que des semences de différentes espèces d'herbacées d'intérêt agronomique. 29

Figure 2-5 Structures mycorhiziennes arbusculaires sur un apex racinaire. Tiré de Fortin et al., (2015). 38

Figure 2-6 Arbuscules de CMA à l'intérieur de cellules corticales d'une racine de Graminées. . 40

Figure 2-7 Relation entre la position sur la pente et l'influence des phénomènes d'érosion, de déposition et d'enrichissement en matière organique. Tiré de Chapin III et al., (2011). 49

Figure 2-8 Capacité de rétention en eau et eau disponible à la végétation pour des sols de différentes textures. Tiré de Chapin III et al., (2011). 51

Figure 2-9 Disponibilité des principaux éléments nutritifs en fonction du pH. Adapté de CRAAQ (2013) 53

Figure 3-1 Carte présentant la ville de Fermont à l'est, la mine du Mont-Wright à l'ouest et la mine du Lac Bloom au nord-ouest. 57

Figure 3-2 Barrage A situé dans le parc à résidus Hesse de la mine du Mont-Wright à Fermont.58

Figure 3-3 Emplacement du dispositif expérimental (rouge) et des parcelles témoins (bleu) sur le site minier de la Mine du Mont-Wright. 59

Figure 3-4 Illustrations des différents sites témoins caractérisés 60

Figure 3-5 Schéma du dispositif expérimental réalisé sur la face ouest du barrage A de la mine du Mont-Wright..... 61

Figure 3-6 Hydrosemoir utilisés (droite) lors de l'ensemencement des parcelles expérimentales les 13 et 14 août 2022. 62

Figure 3-7 Mise en place du dispositif expérimental les 13 et 14 août 2024. 65

Figure 3-8 Représentation schématique des travaux réalisés sur chaque parcelle expérimentale de 7 m x 10 m en septembre 2023. 68

Figure 3-9 Prises de mesure en train d'être réalisée dans une parcelle située en haut de pente lors de l'échantillonnage en septembre 2023. 69

Figure 3-10 Représentation schématique de la méthode utilisée pour déterminer le taux d'ensevelissement des parcelles expérimentales. 71

Figure 3-11 Représentation schématique de la méthode utilisée pour déterminer la profondeur d'ensevelissement de la matrice d'hydrosemis sur les parcelles expérimentales. 72

Figure 3-12 Racines de Graminées nettoyées (gauche) et colorées à l'encre de Shaeffer (droite).75

Figure 4-1 Couverture végétale (%) mesurée à la fin de la 2e saison de croissance par la méthode des points de contact. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) (α = 0,05)..... 78

Figure 4-2 Biomasse aérienne sèche (kg/ha) récoltée dans les parcelles à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) (α = 0,05)..... 79

Figure 4-3 Richesse spécifique (nb d'espèces) inventoriées à la fin de la 2e saison de croissance dans les parcelles situées en haut de pente ayant reçu différents nombres de couches

d'hydrosemis. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) (α = 0,05)..... 82

Figure 4-4 Richesse spécifique (nb d'espèces) inventoriées à la fin de la 2e saison de croissance dans les parcelles ayant reçu une seule couche d'hydrosemis situées à différentes hauteurs sur la pente. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) (α = 0,05)..... 83

Figure 4-5 Taux d'ensevelissement (%) mesuré à la fin de la 2e saison de croissance par la méthode des points de contact dans les parcelles de différentes hauteurs sur la pente. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) (α = 0,05). 85

Figure 4-6 Taux d'ensevelissement (%) mesuré à la fin de la 2e saison de croissance grâce à la méthode des points de contact dans les parcelles ayant reçu différentes quantités de bouillasse d'hydrosemis. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) (α = 0,05)..... 86

Figure 4-7 Épaisseur d'ensevelissement (cm) mesurées à la fin de la 2e saison de croissance dans les parcelles situées à différentes hauteurs sur la pente. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et

maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) (α = 0,05). 87

Figure 4-8 Concentrations foliaires en azote (g/kg) (A), en phosphore (g/kg) (B) en magnésium (g/kg) (C) et en sodium (mg/kg) (D) mesurées sur les parties aériennes de la végétation prélevée dans des parcelles à différentes hauteurs sur la pente à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) (α = 0,05)..... 89

Figure 4-9 Concentrations foliaires en cuivre mesurées sur les parties aériennes de la végétation prélevée à la fin de la 2e saison de croissance dans les parcelles ayant reçu deux couches d'hydrosemis situées à différentes hauteurs sur la pente. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) (α = 0,05). 90

Figure 4-10 Concentrations foliaires en azote (g/kg) (A), en phosphore (g/kg) (B) en potassium (g/kg) (C) et en sodium (mg/kg) (D), mesurées sur de la végétation prélevée à la fin de la 2e saison de croissance dans des parcelles ayant reçu différentes quantités de bouillasse d'hydrosemis. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) (α = 0,05)..... 91

Figure 4-11 Concentrations totales (mg/kg) en potassium (A), en magnésium (B) en aluminium (C) et en zinc (D) mesurées à la fin de la 2e saison de croissance dans le sol des parcelles expérimentales situées à différentes hauteurs sur la pente. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et

maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) (α = 0,05). 94

Figure 4-12 Concentrations en baryum (mg/kg) total mesurées dans le sol des parcelles expérimentales situées à différentes hauteurs sur la pente à partir d'échantillons prélevés à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) (α = 0,05). 95

Figure 4-13 Concentrations en sodium (mg/kg) total mesurées dans le sol des parcelles expérimentales situées à différentes hauteurs sur la pente à partir d'échantillons prélevés à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Trois lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b > c) (α = 0,05). 96

Figure 4-14 Concentrations en fer (mg/kg) total mesurées dans le sol des parcelles expérimentales ayant reçu différentes quantités de bouillasse d'hydrosemis à partir d'échantillons prélevés à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) (α = 0,05). 97

Figure 4-15 Conductivité électrique (µS/cm) mesurée à différentes hauteurs de pente dans le sol des parcelles ayant reçu une couche d'hydrosemis à partir d'échantillons prélevés à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) (α = 0,05). 98

Figure 4-16 Conductivité électrique (µS/cm) mesurée en bas de pente dans le sol des parcelles ayant reçu différentes quantités de bouillasse d'hydrosemis à partir d'échantillons prélevés à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) (α = 0,05). 99

Figure 4-17 Taux de mycorhization totale (%) obtenus par comptage de structures endomycorhiziennes présentes sur les racines de végétaux prélevés à la fin de la 2e saison de croissance par la méthode des points d'intersection. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) (α = 0,05). 100

Figure 4-18 Taux de structures arbusculaires (%) obtenues par comptage des arbuscules endomycorhiziens présents sur les racines des végétaux prélevés à la fin de la 2e saison de croissance par la méthode des points d'intersection. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. (α = 0,05) 101

Figure 5-1 Dispositif expérimental sur la mine du Mont-Wright pendant la saison 2023. On peut apercevoir l'effet de l'accumulation de la bouillasse d'hydrosemis sur les végétaux. 107

Figure 5-2 Photos prises le 7 septembre 2023 dans notre dispositif expérimental sur le barrage A de la mine du Mont-Wright. Des signes de ravinement (A) et de glissement de la matrice d'hydrosemis (B) ont été observés lors de notre visite. La photo A présente une vue à partir d'en haut tandis que la photo B présente une vue à partir d'en bas. 113

Figure 5-3 Alouettes hausse-col (gauche) et Bernache du Canada (droite) en train de se nourrir à l'intérieur du dispositif expérimental sur la mine du Mont-Wright..... 117

Figure 6-1 Un trèfle retrouvé à l'intérieur de notre dispositif expérimental en septembre 2023. 121

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACIA	Agence canadienne d'inspection des aliments
ACPS	Association canadienne des producteurs de semences
B	Bore
BP	Bas de pente
Ca	Calcium
CEC	Capacité d'échange cationique
Cl	Chlore
CMA	Champignon mycorhizien à arbuscule
C/N	Rapport carbone azote
Cu	Cuivre
ETM	Élément trace métallique
ETR	Écart-type relatif
Fe	Fer
g	Gramme
ha	Hectare
H^+	Cation hydrogène
HP	Haut de pente
$H_2PO_4^-$	Ion orthophosphate
IBIS	Institut de biologie intégrative des systèmes
IRDA	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement
K	Potassium
kg	Kilogramme
km	Kilomètre

KOH	Hydroxyde de potassium
K_2O	Oxyde de potassium
L	Litre
LUEL	Lakehead university environmental laboratory
m^3	Mètre cube
Mg	Magnésium
mg	milligramme
ml	Millilitre
mm	Millimètre
Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
MP	Milieu de pente
Mt	Mégatonne
N	Azote
N_2	Diazote gazeux
NH_4^+	Ion ammonium
NO_3^-	Ion nitrate
OBV	Organisme de bassin versant
P	Phosphore
PAM	Polyacrylamide
PGPR	Plant growth promoting rhizobacteria
pH	Potentiel hydrogène
PIB	Produit intérieur brut
PO_4	Phosphate

P_2O_5	Pentoxyde de phosphore
RPM	Rotation par minute
S	Soufre
SENC	Société en nom collectif
t	Tonne métrique
TSP	Triple super phosphate
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
Zn	Zinc

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Pourcentage massique, cycle vital, taux de germination et quantité de graines par kg des différentes espèces végétales utilisées pour les travaux d'ensemencement hydraulique réalisés les 13 et 14 août 2022 159

ANNEXE B Concentration massique de différents métaux et métalloïdes analysés à partir d'échantillons prélevés avant les travaux d'ensemencement hydraulique du mois d'août 2022 160

ANNEXE C Tableau de distribution granulométrique réalisé à partir d'échantillons de sol récolté avant les travaux d'ensemencement hydraulique d'août 2022 161

ANNEXE D Masse volumique apparente (MVA) analysée à partir de la méthode du cône de sable aux quatre coins extérieurs du dispositif expérimental en septembre 2023 162

ANNEXE E Moyenne et erreur type par traitement des concentrations totales de différents minéraux analysés dans le sol des parcelles expérimentales 163

ANNEXE F Moyenne et erreur type par traitement du pH eau et du pH SMP du sol prélevé dans les parcelles expérimentales 164

ANNEXE G Moyenne et erreur type par traitement des concentrations de différents minéraux analysés dans les tissus aériens de la végétation prélevés dans les parcelles expérimentales (toutes espèces combinées) 165

ANNEXE H Moyenne et erreur type par traitement de différentes structures endomycorhiziennes présentes dans les racines de la végétation prélevée dans les parcelles expérimentales (toutes espèces végétales combinées) 166

ANNEXE I Moyenne et erreur type par traitement de la contribution spécifique au recouvrement des différents genres de plantes ensemencés dans les parcelles expérimentales 167

ANNEXE J Moyenne et erreur type par traitement du recouvrement spécifique des différents genres de plantes ensemencés dans les parcelles expérimentales 168

ANNEXE K Moyenne et erreur type par traitement de différents paramètres liés à la performance de la végétation et à l'érosion dans les parcelles expérimentales 169

ANNEXE L Moyenne et erreur type par combinaison de traitements de différents paramètres de sol et de végétations dans les parcelles expérimentales. 170

ANNEXE M Résultats des analyses statistiques de Kruskal-Wallis (α=0,05) des différentes variables selon le nombre de couches d'hydrosemis. 171

ANNEXE N Résultats des analyses statistiques de Kruskal-Wallis (α=0,05) des différentes variables selon la hauteur sur la pente..... .172

ANNEXE O Proportion relative (%) des taxons de champignons gloméromycètes identifiés dans les échantillons racinaires des témoins 1,3 et 4 prélevés en septembre 2023 173

ANNEXE P Estimation visuelle de l'abondance relative (%) en fonction du nombre d'individus par espèces identifiées lors de l'inventaire floristique réalisé sur le site du Témoin 1 le 2 août 2022. 174

ANNEXE Q Estimation visuelle de l'abondance relative (%) en fonction du nombre d'individus par espèces identifiées lors de l'inventaire floristique réalisé sur le site du Témoin 2 le 2 août 2022. 175

ANNEXE R Estimations visuelle de l'abondance relative (%) en fonction du nombre d'individus par espèces identifiées lors de l'inventaire floristiques réalisé sur le site du Témoin 3 le 18 juillet 2023..... 176

ANNEXE S Estimation visuelle de l'abondance relative (%) en fonction du nombre d'individus par espèces identifiées lors de l'inventaire floristique réalisé sur le site du Témoin 4 le 11 septembre 2023. 177

ANNEXE T Nuage de points et droite de régression linéaire présentant la couverture végétale (%) en fonction de la profondeur d'Ensevelissement (cm) déterminées les 14 et 15 septembre 2023 178

ANNEXE U Nuage de points et droite de régression linéaire présentant la couverture végétale (%) en fonction du taux d'ensevelissement (%)..... 179

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte

Le Canada est un pays riche en ressources naturelles. En 2021, l'industrie minière canadienne représentait à elle seule 6 % du produit intérieur brut (PIB) national, soit 132 milliards de dollars (Gouvernement du Canada, 2022). Or l'exploitation des ressources minérales est à l'origine de plusieurs controverses au niveau environnemental, social et économique. Au Canada, hormis quelques exceptions, ce sont les provinces qui sont responsables d'encadrer l'exploitation des ressources minérales sur leur territoire (Gouvernement du Canada, 2017). Au Québec, c'est la Loi sur les Mines qui dicte la conduite des compagnies œuvrant dans le domaine. L'article 101 de cette loi prévoit que toute entreprise doit fournir un plan de restauration avant d'obtenir la délivrance d'un bail à des fins d'exploitation minière (LégisQuébec, 2022). Ce plan de restauration contient notamment une description du site convoité, les scénarios de restauration choisis et la planification de leur suivi (Gouvernement du Québec, 2022). Concrètement, les compagnies minières ont l'obligation de végétaliser leurs sites après exploitation en vue d'atteindre un état satisfaisant. Les compagnies doivent, entre autres, s'assurer de limiter l'érosion éolienne et de remettre le site dans un état rappelant la végétation naturelle à proximité (Gouvernement du Québec, 2022).

Le minerai de fer est considéré mondialement comme la deuxième matière première en importance, derrière les produits pétroliers. En raison de son important marché et de son omniprésence dans les infrastructures, les volumes exploités sont considérables (Holmes et al., 2022). Les principaux gisements se situent en Australie, au Brésil, en Russie et en Chine. Le Canada se situe au 6e rang avec environ 3,3 % des réserves mondiales (Gouvernement du Canada, 2023a; Holmes et al., 2022). Les principales sources de fer exploitées au Canada sont l'hématite, la magnétite et la sidérite (Ripley et Redmann, 1995). La majorité des volumes exploités se trouvent dans la fosse du Labrador située à la frontière entre le Québec et le Labrador, aussi connue sous le nom d'orogène du Nouveau-Québec (Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, 2018; Natural Resources Canada, 2021).

Bien qu'il existe quelques sites où le minerai de fer est exploité dans des mines souterraines (Holmes et al., 2022; Khomenko et al., 2018), la majorité du Fer produit à l'échelle mondiale est issu d'exploitations à ciel ouvert (Holmes et al., 2022; Khomenko et al., 2018; U.S. Department of Energy, 2013). Autrefois, la disponibilité des gisements facilement accessibles et à haute teneur en

fer permettait l'expédition directe du minerai, sans passer par des processus de concentration dans la plupart des exploitations (Ripley et Redmann, 1995). Aujourd'hui, les teneurs en fer généralement basses des minerais exploités et les minéralogies plus complexes exigent l'utilisation de procédés de concentration, ce qui entraîne la production de quantités plus importantes de résidus miniers (Cooke et Johnson, 2002; Ripley et Redmann, 1995). Les minerais de fer sont généralement broyés, avant d'être concentrés par différents processus gravimétriques, magnétiques ou par flottation (Houot, 1983; Ripley et Redmann, 1995). Les résidus miniers sont généralement acheminés hydrauliquement sous forme de pulpes à des teneurs solides variant entre 15 et 55 % massiques vers des parcs à résidus, où ils sont déposés, décantés et consolidés (Vick, 1990). Les parcs à résidus sont construits de façon à maximiser l'utilisation du relief présent sur le site. L'utilisation de digues permet de contenir les résidus miniers et l'eau de procédé qui est déposée dans les parcs (Vick, 1990).

L'exploitation minière constitue l'une des perturbations les plus intenses pour l'environnement à l'échelle mondiale (Chapin III et al., 2011; Cooke et Johnson, 2002). Le décapage en surface ainsi que le déplacement de volumes importants de stériles et de résidus miniers entraîne le retour du site à une situation de succession écologique primaire dans laquelle la productivité primaire nette est pratiquement nulle (Chapin III et al., 2011). La restauration écologique des sites miniers est un processus qui vise à rétablir la composition, la structure et les fonction de l'écosystème d'un site dégradé afin qu'il retrouve sa trajectoire historique vers un écosystème de référence (Cooke et Johnson, 2002; Society for Ecological Restoration, 2023). Pour ce faire, plusieurs interventions, telles que la modification de la topographie, de l'hydrologie, la mise en place de recouvrement et la végétalisation des résidus miniers peuvent être réalisées (Bussière et Guittonny, 2020; Cooke et Johnson, 2002; Juge et al., 2021; Society for Ecological Restoration, 2023).

L'utilisation d'espèces herbacées d'intérêt agronomique pour la végétalisation des sites dégradés est une pratique utilisée en restauration écologique (Bochet et García-Fayos, 2004; Bullock et Moy, 2004; Faucette et al., 2006; Guittonny-Larchevêque et al., 2016; Juge et al., 2021). Les mélanges de semences utilisés contiennent généralement des espèces de la famille des Poacées et de la famille des Fabacées (Bezemer et al., 2006; Larson et al., 2011; Marquard et al., 2009). Les Poacées, aussi appelées Graminées, possèdent un système racinaire superficiel et développé qui leur permet de stabiliser le sol et de limiter les problématiques d'érosion éolienne et hydrique (Skousen et Zipper, 2010). Les Fabacées, aussi appelées Légumineuses, sont utilisées pour leur capacité à fixer l'azote

atmosphérique grâce à leur association symbiotique avec des bactéries du genre *Rhizobium* (Carlsson et Huss-Danell, 2003; Skousen et Zipper, 2010).

1.2 Problématique

Afin de répondre aux demandes croissantes du marché mondial, la production de matières premières issues de l'exploitation minière est en constante augmentation (Bussière et Guittonny, 2020). L'augmentation de la production de minerai entraîne également une augmentation de la production de déchets issus de ces exploitations. Les volumes de résidus miniers stockés dans des parcs à résidus à l'échelle mondiale sont appelés à dépasser les 70 milliards de m^3 d'ici 2030. Cet imposant volume de résidus est contenu par plus de 2000 ouvrages de rétentions un peu partout à travers le monde (GRID-Arendal, 2019).

La végétalisation des résidus miniers constitue un défi technique et agronomique de taille. Les résidus présentent plusieurs contraintes physiques, chimiques et biologiques pour l'établissement des végétaux (Bussière et Guittonny, 2020; Juge et Cossette, 2015). Les contraintes physiques sont associées à la prévalence des phénomènes d'érosion hydrique et éolienne sur ce type de matériel. En raison de leur texture majoritairement sableuse, les résidus de mines de fer peuvent aussi présenter de faibles capacités de rétention en eau. L'uniformité du substrat issu du processus de concassage limite aussi la présence de rugosités à sa surface (Bussière et Guittonny, 2020; Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015). Les résidus miniers, bien que cela ne semble pas concerner les résidus de mines de fer de la région de Fermont, peuvent également être contaminés par des produits chimiques liés au processus de concentration ainsi que par des éléments traces métalliques présents dans les résidus (Bussière et Guittonny, 2020; Gonzalez-Merchan et al., 2016; Juge et al., 2021). Des pH parfois défavorables (trop basiques ou trop acides), de la salinité, une faible rétention des éléments nutritifs en lien avec la capacité d'échange cationique (CEC) du substrat ou l'absence d'éléments nutritifs essentiels à la végétation sont tous des facteurs qui peuvent nuire à l'implantation et au maintien de la végétation sur les résidus miniers (Bussière et Guittonny, 2020). D'un point de vue biologique, l'absence de matière organique accentue les problématiques liées à l'érosion, la capacité de rétention en eau, la compaction et la faible rétention des éléments nutritifs (Albaladejo Montoro et al., 2000; Farooqi et al., 2018; Gagnon et al., 2021; Mulumba et Lal, 2008; Norland, 2000; Sumner et Miller, 1996; Tordoff et al., 2000; Young et al., 2015). L'absence de

propagules végétales sur les sites de grande superficie et l'érosion éolienne limitent la capacité du site à se végétaliser par lui-même. Également, la plupart des microorganismes symbiotiques nécessaires au bon fonctionnement des écosystèmes sont absents des résidus miniers avant leur végétalisation (Bois et al., 2005; Bussière et Guittonny, 2020; Juge et al., 2021).

La végétalisation des résidus miniers sur les digues présente des enjeux supplémentaires liés à la pente. La pente exacerbe les problématiques liées à l'érosion hydrique, au drainage rapide et à la perte d'éléments nutritifs (Cerdà et García-Fayos, 1997; Lafond et al., 1992; Neal, 1938; Norland, 2000; Oberbauer et al., 1989; Pedersen et al., 2022). Les facteurs limitants pour l'implantation de la végétation dans les pentes, soit les phénomènes d'érosion, la fertilité, l'humidité et la migration des semences, peuvent être influencés de façon importante en fonction de leur emplacement sur la pente (Bussière et Guittonny, 2020; Cerdà et García-Fayos, 1997; Chambers et MacMahon, 1994). Les conditions de croissance de la végétation en haut d'une pente sont différentes des conditions en bas de pente. Ces conditions peuvent avoir une influence sur la distribution des espèces végétales, mais également sur leur productivité (Oberbauer et al., 1989; Pedersen et al., 2022). Le plus gros enjeu reste cependant la faisabilité des chantiers de végétalisation avec de la machinerie conventionnelle (Albaladejo Montoro et al., 2000; Merlin et al., 1999; Norland, 2000). Les pentes de plus de 25 % rendent les opérations dangereuses pour les opérateurs et la machinerie (Dudeck et al., 1970). La technique d'ensemencement hydraulique permet de rendre possibles les chantiers de végétalisation dans les pentes importantes. Cette technologie offre la possibilité d'épandre, en une seule application, les semences, paillis, fertilisants, polyacrylamides et inoculants mycorhiziens, permettant d'atténuer simultanément les différentes contraintes associées aux résidus miniers dans les pentes qui en sont recouvertes (Albaladejo Montoro et al., 2000; Norland, 2000).

Le succès des travaux de végétalisation sur ces anthroposols rudériques sableux, soit des sols créés artificiellement à partir de résidus de mines de fer, passe par la productivité et la diversité végétale (Barr et al., 2017; Guittonny-Larchevêque et al., 2016; Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015). Ces deux paramètres sont intimement liés à la dose d'hydrosemis appliquée et à l'emplacement sur la pente. L'augmentation de la dose d'hydrosemis permet notamment d'améliorer la fertilité, la rétention de l'humidité et la densité de semis. Un autre facteur important à considérer est la mise en place de différentes symbioses racinaires, notamment les champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA), pour l'acquisition de l'eau et des nutriments (Khaliq et al., 2022). Les

mycorhizes à arbuscules sont des organismes symbiotiques obligatoires qui ont la capacité de former des symbioses avec 70 % des espèces de plantes vasculaires, dont des plantes herbacées d'intérêt en restauration écologique (Fortin et al., 2015). L'importance de ces symbioses est décuplée dans les milieux soumis à des stress environnementaux, où il s'agit donc d'une composante essentielle pour assurer la pérennité de la végétation (Gianinazzi et al., 2010).

La végétalisation des résidus miniers étant déjà une tâche complexe, plusieurs facteurs sont exacerbés en climat nordique. La courte saison de croissance, combinée à la possibilité accrue de gels hâtifs et tardifs, diminue le spectre d'espèces végétales utilisables pour la végétalisation (Juge et Cossette, 2015). Également, en climat boréal, la symbiose mycorhizienne à arbuscules prend plus de temps à s'établir avec la végétation ensemencée que sur les sites plus méridionaux (Juge et al., 2021). Bien que les premiers hydrosemoirs aient été commercialisés il y a plus de 70 ans (FINN Corporation, 2020), peu de travaux se sont penchés sur leur utilisation dans un contexte minier. Les travaux portant sur les résidus de mines de fer, surtout sur des mines situées dans le domaine bioclimatique circumpolaire de la forêt boréale, sont encore plus limités.

1.3 Objectifs et hypothèses de recherche

L'analyse approfondie de la littérature, présentée au chapitre 2, nous a permis d'identifier des besoins de recherche en lien avec notre contexte d'étude. Ce mémoire vise donc à étudier l'établissement des plantes herbacées agronomiques hydroensemencées ainsi que leurs communautés symbiotiques racinaires en réponse à deux facteurs, soit la hauteur sur la pente et la dose d'hydrosemis appliquée sur une digue recouverte de résidus miniers issus de l'exploitation du fer en contexte nordique. L'analyse de l'effet des facteurs d'emplacement sur la pente et de la dose d'hydrosemis sera effectuée par l'entremise de différents paramètres de réponse au niveau des plantes et des microorganismes, soit la richesse végétale spécifique, le taux de recouvrement, la biomasse aérienne, des analyses foliaires, et un inventaire des mycorhizes à arbuscules présentes dans la rhizosphère.

La première hypothèse formulée traite de l'effet de la dose d'hydrosemis appliquée. Il est anticipé que l'augmentation du taux d'application (nombre de couches) des différents intrants constituant la bouillasse d'hydrosemis aura une influence positive sur les propriétés édaphiques et floristiques du site à restaurer. L'augmentation de la dose de paillis augmentera notamment la richesse

spécifique des végétaux, la couverture végétale, la biomasse aérienne, la teneur en matière organique du substrat ainsi que les concentrations totales des éléments minéraux essentiels mesurées à l'aide des analyses de sol. Également, l'augmentation de la dose de fertilisant favorisera la présence d'une biomasse aérienne plus importante et des concentrations foliaires en minéraux essentiels plus élevées pour les éléments présents dans les fertilisants ajoutés au mélange (N, P, K, Ca, Mg, Mn, Cu, Fe, Zn). Finalement, l'augmentation de la dose d'inoculants mycorhiziens aura un impact favorable sur le pourcentage de racines mycorhizées par *Rhizophagus irregularis* et l'abondance relative de cet organisme dans les analyses taxonomiques dans les racines et les sols. Cette variable devrait aussi avoir une influence sur les concentrations foliaires en N et en P.

La deuxième hypothèse traite de l'effet de pente. Il est anticipé que la pente aura une influence sur la fertilité du sol, la végétation ainsi que sur les problématiques liées à l'érosion. Les éléments fertilisants, les inoculants et les semences de plantes devraient migrer du haut de la pente vers le bas de la pente. Les parcelles situées en bas de pente devraient donc présenter une couverture végétale et une biomasse aérienne plus importantes en plus d'avoir des concentrations en éléments fertilisants plus élevées qu'en haut de pente. Une quantité plus importante de substrat érodé devrait s'accumuler en bas de pente comparativement au haut de pente en raison des forces gravitaires exercées sur les particules remises en suspension par les vents ou l'eau. Également, la présence d'espèces végétales adventices sera favorisée en bas de pente en raison de la proximité des parcelles situées en bas de pente avec les écosystèmes de référence à proximité.

1.4 Contenu du mémoire et retombées du projet

Le projet fournira de nouvelles connaissances scientifiques sur la restauration écologique des sites miniers en contexte nordique. En effet, à ma connaissance, aucune autre étude ne s'intéresse à l'effet que la dose d'hydrosemis et la hauteur sur la pente peuvent avoir sur la végétation et sur ses symbioses racinaires lors de l'hydroensemencement de résidus miniers en milieu nordique. Le projet vise aussi à documenter davantage l'établissement de la symbiose mycorhizienne arbusculaire en début de succession primaire et la diversité des champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA) qui permettent aux plantes de se développer et de restaurer la fertilité des sites dégradés en milieu nordique. Sachant que les sols sont à la base même de la santé et de la

productivité des écosystèmes, il est primordial d'en favoriser la fertilité afin de restaurer de façon durable les sites dégradés par l'activité humaine.

De façon plus appliquée, ce projet permettra d'optimiser les protocoles d'hydrosemis utilisés en conditions nordiques par les praticiens en offrant une meilleure compréhension de l'influence des variables d'emplacement sur la pente et de dose d'hydrosemis sur le succès de végétalisation. Les résultats portant sur les réponses des plantes permettront de cibler les espèces les mieux adaptées aux contraintes rencontrées sur les digues de résidus miniers issus de l'exploitation du fer en conditions nordiques, et également de déterminer quelle dose d'hydrosemis, appliquée à quelle hauteur sur la pente, est la mieux adaptée. Les données sur le taux de mycorhization racinaire et sur la diversité des espèces de CMA permettront de déterminer les traitements permettant de favoriser la rapidité de la mycorhization racinaire et une plus grande diversité mycorhizienne arbusculaire.

La végétalisation des résidus miniers, incluse dans les plans de restauration, exerce une influence importante sur l'acceptabilité sociale et la santé-sécurité au travail des projets d'exploitation des ressources minérales. En effet, elle entraîne une diminution du phénomène d'érosion éolienne et limite donc la quantité de poussière transportée vers les communautés vivant à proximité des sites miniers. La diminution de l'érosion éolienne et hydrique a également un impact bénéfique sur la qualité de l'eau et de l'air. Ces impacts se répercutent sur la santé de l'ensemble de l'écosystème (Csavina et al., 2012), dont des communautés autochtones nordiques dépendent pour leur alimentation et la pratique de leurs activités ancestrales (Marushka et al., 2021; WSP, 2016).

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 La technique d'hydroensemencement en restauration écologique

2.1.1 Historique et contexte d'utilisation

L'ensemencement hydraulique est une technologie utilisée depuis plusieurs décennies. La compagnie américaine FINN, basée dans l'état de l'Ohio, fut la première à commercialiser des hydrosemoirs en 1953 (FINN Corporation, 2020). Depuis, cette technologie a été utilisée pour le contrôle de l'érosion et l'implantation de végétation dans divers contextes, notamment dans le domaine de la construction, de l'aménagement paysager, de l'environnement ainsi que dans la végétalisation des sites miniers (Aird, 2008; Albaladejo Montoro et al., 2000; Chachane et al., 2006; Merlin et al., 1999; Norland, 2000).

Description de la méthode et dosage

La méthode d'hydroensemencement consiste à propulser hydrauliquement une solution aqueuse contenant divers ingrédients sur le site à ensemencer. Le mélange, aussi nommé bouillasse, contient des semences, fertilisants, paillis, amendements calcaires, inoculants et stabilisateurs qui sont mis en suspension dans de l'eau (Albaladejo Montoro et al., 2000; Chachane et al., 2006; Roberts et Bradshaw, 1985). Considérant le caractère unique de chaque site, les recettes de bouillasses peuvent être modifiées afin de répondre aux limites imposées par le climat, la topographie et les propriétés pédologiques d'un site (Peters, 1995; Sheldon et Bradshaw, 1977). Il n'existe donc pas de dose recommandée universellement puisque la dose idéale varie en fonction des ingrédients utilisés, de leur concentration dans le mélange, ainsi que des contraintes associées au site à végétaliser. Plusieurs paillis offerts sur le marché contiennent des colorants verts biodégradables afin de faciliter l'application de bouillasse en créant un repère visuel pour l'opérateur (Chachane et al., 2006). Ces colorants biodégradables sont responsables de la couleur verte caractéristique des travaux d'ensemencements hydrauliques.

Figure 2-1 Travaux d'ensemencement hydraulique réalisés sur la mine du Mont-Wright au mois d'août 2015 par la compagnie Irrigation NORCO Inc. Tiré de l'annexe L du plan de restauration de la mine du Mont-Wright (WSP, 2017).

Avantages de la méthode

L'hydroensemencement offre plusieurs avantages lorsque comparé aux techniques agricoles plus conventionnelles. Premièrement, avec leur portée importante pouvant aller jusqu'à 60 m si les conditions météorologiques sont favorables, les hydrosemoirs sont une alternative intéressante lorsque les pentes à ensemencer sont trop importantes et ne permettent pas la circulation de la machinerie agricole (figure 2-1) (Albaladejo Montoro et al., 2000; Merlin et al., 1999; Norland, 2000). On recommande généralement de ne pas circuler sur des pentes de plus de 4 h : 1 v, ou 25 %, afin de ne pas mettre la sécurité des opérateurs en danger et d'assurer le bon fonctionnement de la machinerie (Dudeck et al., 1970). Dans les cas où la pente est trop longue, les opérateurs peuvent avoir recours à un boyau pour augmenter la portée de l'hydroensemencement (Governement of

British Colombia, 1997). Un autre avantage important de la méthode d'hydroensemencement est la possibilité de combiner divers intrants permettant de favoriser la croissance des végétaux et le contrôle de l'érosion en une seule application (Albaladejo Montoro et al., 2000; Norland, 2000).

Désavantages de la méthode

Malgré un développement des connaissances entourant l'hydrosemis et une réduction des coûts associés à la machinerie et aux intrants dans les dernières années (Chachane et al., 2006), l'hydroensemencement reste plus coûteux que les techniques agricoles conventionnelles (Applestein et al., 2018). Les paillis utilisés doivent avoir une granulométrie qui permet leur application par ensemencement hydraulique. Ils sont généralement obtenus auprès de fournisseurs spécialisés et sont donc plus coûteux que les paillis utilisés avec de la machinerie agricole conventionnelle (Norland, 2000). Les taux de réussite des projets d'hydroensemencement sont aussi généralement moindres que le semis à la volée pour un site ayant les mêmes caractéristiques (Roberts et Bradshaw, 1985). En effet, les semences ne sont généralement pas en contact avec le sol, mais plutôt suspendues dans la matrice constituée par la bouillasse d'hydrosemis, ce qui peut nuire à leur germination (Brown et Rice, 2001). Le contact prolongé des semences avec des fertilisants en solution ou l'exposition à des pH défavorables peut également nuire au succès d'un chantier d'hydrosemis (Sheldon et Bradshaw, 1977).

L'effet de la dose de bouillasse d'hydrosemis et de l'emplacement de celle-ci sur la pente est encore peu documenté, particulièrement en contexte boréal. Il est d'ailleurs difficile d'estimer si l'effet de la dose se résume à l'effet combiné de chacun de ses ingrédients ou s'il existe un effet synergique ou antagoniste entre ces ingrédients.

2.1.2 Les mélanges de semences utilisés pour la restauration des sites miniers

Avantages des mélanges de semences diversifiés en agriculture

L'utilisation de mélanges fourragers dans le domaine de l'agriculture est chose courante (Sturludóttir et al., 2014). Puisque ces cultures sont généralement destinées à l'alimentation des ruminants, les producteurs tentent de mettre l'emphase sur l'équilibre des différentes composantes (fibres, protéines, glucides, etc.) nécessaires au maintien de la productivité de leur troupeau au

moment de choisir les mélanges fourragers à implanter dans leurs champs (Baumont et al., 2016). Les producteurs sont aussi conscients des avantages d'intégrer des prairies et des pâturages dans leurs rotations de cultures, soient une augmentation de la productivité, l'amélioration de la fertilité et de la structure du sol, la diminution des pertes d'éléments fertilisants ainsi que de la pression exercée par les mauvaises herbes ou certains ennemis des cultures annuelles (Księżak et al., 2023; Peyraud et al., 2009; Sturludóttir et al., 2014; Tilman et al., 2001; Vibart et al., 2016). Les propriétés d'amélioration des conditions du sol et de diminution de l'érosion par les herbacées fourragères sont également prisées dans un contexte de végétalisation des sites dégradés par d'autres activités anthropiques, notamment la construction de routes et l'exploitation minière (Guittonny-Larchevêque et al., 2016; Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015; Kirmer et al., 2012).

Types de semences utilisées

Dans un contexte de végétalisation, il est possible d'utiliser des espèces herbacées indigènes (Applestein et al., 2018; Gudyniene et al., 2021) ou encore des espèces dites agronomiques (Bochet et García-Fayos, 2004). Les semences d'espèces agronomiques sont issues du système agroalimentaire et sont cultivées expressément à des fins de productions de semences. Au Canada, la production de semences est encadrée par l'Association canadienne des producteurs de semences (ACPS) et l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA). Les producteurs doivent se plier à des cahiers de charges impliquant le respect de plusieurs normes, notamment des semences exemptes de mauvaises herbes et ayant un taux de germination au-delà de certains seuils établis en fonction des espèces et des cultivars (Association Canadienne des Producteurs de Semences, 2023; Gouvernement du Canada, 2023b). L'ajout d'un enrobage et/ou d'un inoculant bactérien ou mycorhizien permet aussi d'assurer une germination efficace et une productivité accrue (Afzal et al., 2020). Leur production en masse et leur taux de germination garanti font des espèces agronomiques une option plus économique que les espèces indigènes, qui doivent généralement être récoltées de façon plus manuelle et dont le taux de germination peut être variable (Applestein et al., 2018; Gudyniene et al., 2021). La sélection et le développement de cultivars adaptés aux conditions climatiques rencontrées sur le territoire ont également permis d'augmenter la diversité d'espèces cultivées commercialement et par le fait même, l'offre de semences disponibles et adaptées pour les travaux de végétalisation (Blade et Slinkard, 2002; Skousen et Zipper, 2010).

Utilisation de semences d'intérêt agronomique en restauration écologique

L'utilisation de semences agronomiques non indigènes peut sembler contre-intuitive dans un contexte où l'on tente de restaurer un habitat qui favorise la réinstallation de l'écosystème naturel du climax de la région, soit la forêt boréale. L'utilisation d'herbacées agronomiques en restauration écologique a fait l'objet de plusieurs études (Álvarez-Mozos et al., 2014; Barrette et al., 2022; Bullock et Moy, 2004; Faucette et al., 2006; González-Alday et al., 2009; Guittonny-Larchevêque et al., 2016). Des travaux réalisés dans les Appalaches aux États-Unis et en Alberta ont démontré que l'utilisation d'herbacées agronomiques peut nuire à l'implantation et au recrutement des plantes ligneuses en raison de leur compétitivité pour la lumière, l'eau et les nutriments (Bockstette et al., 2017; Franklin et al., 2012). Cependant, la présence d'espèces non indigènes est reconnue comme pouvant avoir un effet bénéfique sur la productivité primaire nette dans plusieurs écosystèmes (Rout et Callaway, 2009). Des travaux réalisés en Abitibi ont démontré l'intérêt des réseaux racinaires d'espèces Graminées pour structurer le sol (Guittonny-Larchevêque et al., 2016). D'autres travaux réalisés en Abitibi ont aussi démontré que l'effet compétitif des herbacées agronomiques diminue graduellement au fur et à mesure que la canopée se referme grâce aux espèces ligneuses (Bouchard et al., 2018). Dans la région de Fermont/Labrador-Ouest, l'utilisation de mélanges de semences agronomiques semble favoriser l'implantation d'une végétation indigène ligneuse suivant les cycles de successions écologiques normaux de la région (Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015). Ces résultats concordent également avec l'hypothèse de Callaway et al. (2002), selon laquelle des plantes qui sont soumises à des niveaux de stress important et qui sont présentes dans des écosystèmes où la densité des plantes tend à être limitée, sont principalement portées à avoir des interactions positives ou de facilitation. Ces interactions positives contribuent au recrutement d'espèces indigènes et ligneuses dans les parcelles végétalisées, tel qu'observé dans les parcs à résidus de mines de fer en contexte nordique (Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015).

Conception des mélanges de semences

Lors de la conception de mélanges de semences, les plantes herbacées sont généralement séparées en groupes fonctionnels. Ces groupes fonctionnels permettent de regrouper des plantes ayant des morphologies, des cycles de vie ou des rôles écologiques similaires, et de les agencer pour un effet synergique (Bezemer et al., 2006; Larson et al., 2011; Marquard et al., 2009). En règle générale,

les plantes Graminées ont des racines très abondantes et superficielles, ce qui leur permet de maintenir le sol en place, d'en améliorer la structure et de réduire l'érosion (Guittonny-Larchevêque et al., 2016; Skousen et Zipper, 2010). En revanche, les Fabacées et les Brassicacées ont tendance à avoir de longues racines pivotantes, ce qui leur permet de puiser de l'eau à des profondeurs plus importantes dans le sol (Gaffney et Dickerson, 1987; Skousen et Zipper, 2010). Les Fabacées sont également utilisées pour leur capacité à fixer l'azote atmosphérique par l'entremise d'une association symbiotique avec des bactéries du genre *Rhizobium* (Carlsson et Huss-Danell, 2003; Skousen et Zipper, 2010). La combinaison de plantes de la famille des Graminées et des Fabacées permet donc une couverture du sol limitant l'érosion et relativement autonome en azote (Skousen et Zipper, 2010). Certains auteurs mentionnent également l'utilisation d'autres plantes herbacées telles que des Brassicacées (Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015), des Polygonacées (Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015; Skousen et Zipper, 2010) ou des Astéracées (Barr et al., 2017; Bezemer et al., 2006; Carter et Blair, 2012; Dickson et Busby, 2009; Gudyniene et al., 2021; Larson et al., 2011; Lepŝ et al., 2007) dans les mélanges de végétalisation.

Cycles vitaux des plantes herbacées

La combinaison de plantes ayant des cycles vitaux différents est également une stratégie pertinente en végétalisation des sites miniers. Les plantes annuelles ou bisannuelles telles que l'Avoine, la Moutarde et le Seigle d'automne sont souvent utilisées comme plantes abri, car elles permettent de créer rapidement un effet brise-vent et de stabiliser le sol et les graines pendant que les autres plantes émergent (Juge et Cossette, 2015; Peters, 1995; Skousen et Zipper, 2010). Les plantes annuelles disparaissent après la première saison de croissance et laissent place aux plantes bisannuelles et vivaces. L'apport de débris végétaux créés par les plantes annuelles contribue à la protection des sols, à l'activité microbiologique et à la fertilité du substrat (Chapin III et al., 2011; Skousen et Zipper, 2010). Les plantes herbacées vivaces permettent de couvrir le sol de façon durable et d'améliorer la fertilité du substrat en attendant l'arrivée des premières plantes pionnières indigènes (Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015). Les vivaces favorisent davantage l'établissement des symbioses mycorhiziennes (Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015). Ces symbioses seront traitées dans une section ultérieure.

Avantages des mélanges de semences en restauration écologique

L'utilisation de mélanges de semences herbacées agronomiques diversifiées en végétalisation des sites miniers constitue en quelque sorte une police d'assurance. En effet, plus les groupes fonctionnels et les cycles vitaux des cultivars utilisés sont variés, plus le mélange risque de s'adapter aux différentes contraintes associées aux sites miniers à l'échelle microtopographique (Barr et al., 2017; Carter et Blair, 2012; Kirmer et al., 2012; Lepŝ et al., 2007; Skousen et Zipper, 2010). D'un point de vue écologique, l'utilisation de mélanges diversifiés entraîne la création de microhabitats qui peuvent également profiter aux espèces indigènes végétales lors du processus de succession végétale, aux communautés de microorganismes, aux champignons mycorhiziens, aux insectes, notamment pollinisateurs, ainsi qu'à l'ensemble des niveaux trophiques (Chapin III et al., 2011; Haddad et al., 2011; Juge et al., 2021; Lange et al., 2015; Steinauer et al., 2016; Venjakob et al., 2016).

2.1.3 Stress et facilitation par les premiers végétaux ensemencés en début de succession végétale

Le concept de gradient de stress

En agriculture, il est possible d'observer des phénomènes de compétition pour l'eau ou les nutriments entre les végétaux qui sont semés trop près les uns des autres (Fang et al., 2019). Pour les végétaux, un stress peut être défini comme toutes conditions ou substances qui nuisent au développement ou au métabolisme (Lichtenthaler, 1996). Ces facteurs de stress incluent notamment des températures extrêmes, un manque ou un surplus d'eau, une nutrition insuffisante, la présence de métaux lourds ou de pathogènes (Lichtenthaler, 1996). Les travaux de Callaway (1997) suggèrent que dans des milieux avec peu de stress, les végétaux ont tendance à avoir des interactions négatives comme de la compétition intra et interspécifique liée à l'acquisition de différentes ressources nécessaires à leur développement. Le concept de gradient de stress développé par Callaway et al., (2002) suggère qu'en présence de stress importants, les phénomènes de facilitation entre les végétaux deviennent prévalents. L'auteur suggère que lorsque les stress tels que le vent, les températures extrêmes et l'érosion sont plus importants que la disponibilité en eau, en nutriments ou en luminosité, les phénomènes de facilitation deviennent prévalents. Ces

conditions de stress sont présentes dans les parcs à résidus miniers de mine de fer en région boréale (Gagnon et al., 2021; Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015).

Cultures de couverture et facilitation

L'implantation d'une végétation vivace et suffisamment dense pour limiter l'érosion suite à l'hydroensemencement est un processus qui peut être relativement lent (Brofas et Varelides, 2000; Faucette et al., 2006). L'utilisation d'un mélange contenant des plantes annuelles, bisannuelles et vivaces devient importante pour faciliter l'évolution de la communauté de plantes et la mise en place progressive d'une succession végétale. Les cultures de couvertures composées d'herbacées annuelles ont un développement rapide et permettent aux vivaces de s'implanter en créant un effet brise-vent à la surface des résidus (Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015). La colonisation rapide des parcelles par les annuelles permet aussi de limiter l'érosion hydrique et éolienne qui pourrait nuire au développement des autres espèces ensemencées (Bochet et García-Fayos, 2004). Ensuite, les populations végétales vivaces ont la capacité de s'acclimater aux conditions de leurs milieux. Les travaux de Burton (2006) ont démontré que la végétation a la capacité de s'éclaircir ou de se densifier en fonction de la disponibilité des ressources du milieu dans lesquels elles évoluent.

2.1.4 Impact de la végétation sur les propriétés du substrat

Les végétaux peuvent avoir des impacts sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques de leurs substrats (Bezemer et al., 2006; Choi et Wali, 1995; Juge et al., 2021). Une étude réalisée en Abitibi au Canada suggère que la végétation herbacée agricole a cependant peu d'influence à court terme sur les propriétés physicochimiques des résidus miniers lorsqu'elle est peu abondante (Guittonny-Larchevêque et al., 2016, Barrette et al. 2022).

Impact de la productivité primaire nette en début de succession

En début de succession écologique, la productivité primaire nette est ralentie par la faible densité végétale. La productivité primaire nette est responsable de l'accumulation de la matière organique dans le sol. La matière organique, provenant de résidus de végétaux décomposés ou d'exsudats

racinaires produits par les plantes, influence positivement plusieurs paramètres et propriétés du sol (Chapin III et al., 2011). Parmi ceux-ci, la capacité de rétention en eau, la capacité d'échange cationique (Chapin III et al., 2011), la structure du sol, sa macroporosité et son aération (Guittonny-Larchevêque et al., 2016), la fertilité et l'activité des microorganismes (Choi et Wali, 1995; Fontaine et al., 2003).

Impacts mécaniques de la végétation

La végétation a également un impact mécanique sur la protection du sol face à l'érosion hydrique et éolienne (Andrés et Jorba, 2000; Bochet et García-Fayos, 2004). Le couvert végétal permet de protéger la surface du sol contre l'impact des gouttelettes de pluie (Albaladejo Montoro et al., 2000) en plus de diminuer la vitesse du vent à la surface du sol (Juge et Cossette, 2015). Une végétation dense permet également de diminuer la vitesse d'écoulement de l'eau à la surface du sol et de favoriser son infiltration dans le substrat (Löbmann et al., 2020). Une étude effectuée dans le nord-ouest de la Colombie-Britannique au Canada a suggéré qu'un couvert végétal minimal de 70 % serait acceptable pour limiter l'érosion sur des sites escarpés et dégradés suite à des activités forestières ou agricoles (Burton et al., 2006). Contrairement au contexte espagnol, où le bilan hydrique ne permet pas de supporter un couvert végétal important (Josa et al., 2012), il est possible de stipuler que le contexte boréal québécois nécessite l'implantation d'un couvert végétal d'un minimum de 70 % pour obtenir une protection acceptable du sol contre l'érosion (Burton et al., 2006). Cependant, à ma connaissance, aucune étude ne s'est penchée sur l'impact du couvert végétal sur les propriétés physiques et l'érosion des pentes de résidus de mines de fer dans un contexte nordique.

Impact de la végétation sur les communautés de microorganismes

La présence de végétation contribue également à restaurer les flux de carbone dans les écosystèmes dégradés par l'entremise d'exsudats racinaires et de création de litière à la surface du sol. Plusieurs microorganismes, symbiotiques ou non, dépendent de la présence de végétation pour leur développement. En règle générale, plus la communauté végétale est diversifiée, plus la communauté de microorganismes sera diversifiée (Chapin III et al., 2011). De plus, les flux de carbone plus importants associés à une forte densité végétale permettent de soutenir une

communauté de microorganismes plus abondante (Brant et al., 2006). Certains microorganismes symbiotiques d'intérêt, soit les mycorhizes à arbuscules et les bactéries fixatrices d'azote (*Frankia* et *Rhizobium*), augmentent la productivité primaire nette en améliorant la nutrition en phosphore et en azote dans les milieux limitants (Chapin III et al., 2011). La distribution des espèces végétales et celle des CMA semblent cependant être indépendantes et les plantes sont peu sélectives envers les espèces de CMA avec lesquelles elles s'associent en début de succession végétale (Cheeke et al., 2019; Zobel et Öpik, 2014). Zobel et Öpik (2014) suggèrent que la présence de CMA dépend de la présence de plantes hôtes potentielles dans un contexte de début de succession primaire. Il est donc possible de supposer que la densité de plantes inoculées par des CMA augmente en fonction de la densité de plantes hôtes présentes, à condition que l'inoculum ne soit pas limitant. Cette hypothèse est corroborée par Gagnon et al. (2020), qui ont déterminé que la structure et l'abondance des communautés de microorganismes, notamment les mycorhizes, présents sur les parcs à résidus miniers acidogènes sont principalement déterminées par la densité de la végétation. Les champignons mycorhiziens à arbuscules seront abordés plus en détail dans une section subséquente.

2.1.5 Impact de la densité des plantes ensemencées sur la colonisation naturelle et les successions végétales

Végétation non indigène et successions végétales

En contexte de végétalisation des sites dégradés, certains végétaux non indigènes sont très compétitifs et peuvent nuire à l'établissement d'espèces ligneuses, tel que rapporté dans des travaux réalisés dans l'Ouest canadien (Bockstette et al., 2017). Des travaux réalisés dans les Appalaches aux États-Unis ont également identifié que la présence d'un couvert de végétation herbacée au-delà de 80 % pouvait nuire de façon importante à l'établissement d'espèces ligneuses(Franklin et al., 2012). Cependant, la présence d'une couverture végétale herbacée à des densités d'environ 60 % peut favoriser l'invasion par des espèces indigènes et créer des conditions de luminosité, d'humidité, de température et de fertilité favorables à l'établissement des végétaux ligneux (Burger et Zipper, 2018; Franklin et al., 2012; Zipper et al., 2011). En contexte méditerranéen, Brofas et Varelides (2000) ont observé l'apparition d'espèces indigènes à la deuxième saison suite à l'hydroensemencement d'un mélange d'herbacées d'intérêt agronomique sur des résidus miniers.

Les travaux de Juge et al. (2021) ont porté sur l'évolution de la diversité des espèces de plantes issues de la colonisation naturelle en fonction du temps depuis la restauration des parcs à résidus miniers. Cette étude réalisée sur des résidus des mines de fer de la région de Fermont, végétalisés par semis direct avec des espèces agronomiques, a démontré que la végétation évolue de façon à ce que 65 % du couvert végétal soit composé d'espèces non ensemencées après 10 ans. Les espèces inventoriées incluent notamment des espèces ligneuses pionnières. Une autre étude, réalisée dans le nord de la Colombie-Britannique, a démontré qu'une densité végétale de plus de 350 plantes/m^2 obtenue suite à l'ensemencement d'espèces herbacées indigènes contribuait à limiter l'implantation d'espèces indigènes spontanées dans les parcelles à l'année suivant le semis. Ces travaux suggèrent donc que des densités végétales moindres peuvent être aussi adéquates et efficaces que des densités végétales plus élevées à moyen terme en raison de l'implantation spontanée d'espèces adaptées. (Burton et al., 2006).

Herbacées d'intérêt agronomique sur des sites dégradés

Il a été démontré que la restauration du couvert végétal par l'implantation d'espèces herbacées agronomiques sur un site dégradé permet la colonisation d'espèces indigènes et ligneuses en contexte nordique (Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015). Les travaux de Bochet et al., (2007) suggèrent que l'établissement lent et la faible densité de la végétation suite à l'hydroensemencement favorisent la colonisation des parcelles par les plantes indigènes. L'atténuation des stress grâce aux effets de brise-vent (Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015), de piège à graines (Bullock et Moy, 2004; Choi et Wali, 1995) et de diminution de l'érosion hydrique et éolienne (Bochet et García-Fayos, 2004; Juge et Cossette, 2015) sont tous des facteurs qui peuvent favoriser la colonisation par la végétation indigène à condition qu'il y ait des sources de propagules à proximité (Bochet et al., 2007). Dans le cadre de travaux de végétalisation des sites miniers, les espèces ensemencées sont graduellement remplacées par des espèces adaptées aux conditions du milieu et capables de produire une descendance (González-Alday et al., 2009).

2.1.6 Dose de semis et densité des plantes ensemencées

Importance du taux de semis

La relation entre le taux de semis et la densité végétale a été largement étudiée dans le contexte agricole puisqu'il s'agit de l'une des composantes du rendement des cultures fourragères et céréalières. Le taux de semis a un impact important sur le déclenchement des phénomènes de compétition pour l'eau et les éléments nutritifs en agriculture (Fang et al., 2019). Dans le contexte de végétalisation des sites miniers, l'hétérogénéité des conditions pédologiques et climatiques entre les sites et au sein d'un même site nécessite d'adapter le taux de semis en fonction de l'ensemble des contraintes présentes sur le site (Bochet et García-Fayos, 2004; Cano et al., 2002). La densité végétale désirée peut varier grandement selon l'objectif de restauration, le climat et les végétaux ensemencés (Josa et al., 2012).

Taux de semis utilisés en restauration des sites dégradés

En règle générale, si l'on exclut les phénomènes de prédation, plus le taux de semis est élevé, plus la densité végétale sera élevée. Ce phénomène est observable jusqu'à l'atteinte d'un seuil au-delà duquel l'augmentation du taux de semis ne se traduit plus par une augmentation de la densité végétale (Applestein et al., 2018; Burton et al., 2006). Plusieurs études ont démontré qu'on ne retrouve pas toutes les espèces ensemencées d'un mélange dans les parcelles expérimentales après le semis. Ce phénomène peut s'expliquer par la présence d'espèces ou de variétés de semences mal adaptées aux conditions rencontrées lors des travaux de végétalisation (Andrés et Jorba, 2000; Cano et al., 2002; González-Alday et al., 2009; Martínez-Ruiz et al., 2007). Plusieurs travaux réalisés avec des semences commerciales ou indigènes ont obtenu un taux de levée inférieur à 10 % dans des prairies de l'Ouest américain, dans des pentes fortes de bords de routes en Espagne et dans des milieux humides en Oregon (Applestein et al., 2018; Cano et al., 2002; Wilson et al., 2004). Les taux de semis utilisés dans la littérature pour les sites dégradés par des activités agricoles, forestières et minières, soit entre 375 graines viables/m^2 et 13 000 graines viables/m^2, varient en fonction des sites et des végétaux qui sont utilisés dans le cadre de ces études (Applestein et al., 2018; Burton et al., 2006; Holl et al., 2014; Josa et al., 2012; Marquard et al., 2009; Wilson et al., 2004). Le taux de semis idéal dépend d'une panoplie de paramètres tels que la viabilité des semences (Villalobos et al., 2016), l'espèce (Murrell et al., 2017), les interactions entre les plantes

d'un mélange (Weiner, 1980), la fertilité des sols (Villalobos et al., 2016; Weiner, 1980), la présence de ravageurs (Villalobos et al., 2016), le climat (Josa et al., 2012; Villalobos et al., 2016) et la date de semis (Murrell et al., 2017). À ma connaissance, aucune étude ne s'est penchée sur la détermination des taux de semis optimaux pour la végétalisation par hydroensemencement des résidus de mines de fer en conditions nordiques.

2.1.7 Utilisation des fertilisants dans les mélanges d'hydrosemis

La fertilisation et le concept de carence

Les plantes sont des organismes autotrophes, capables de produire leurs propres biomasses à partir d'eau, de gaz carbonique et de lumière par l'entremise de la photosynthèse (Mooney et Ehleringer, 1997). Or, les plantes dépendent de plusieurs éléments nutritifs en proportions plus ou moins importantes afin de synthétiser les substances métaboliques nécessaires à leur survie. Le concept de carence en éléments nutritifs a été développé dans un contexte agricole afin de qualifier un manque au-delà duquel le rendement des végétaux est affecté (Chapin III et al., 1986). Bien que ce concept ne soit pas directement transposable aux communautés évoluant dans des milieux pauvres, l'ajout de substances nutritives a des impacts sur la croissance des végétaux en milieux naturels (Chapin III et al., 1986).

Sources d'azote

L'azote est considéré comme le principal élément limitant en succession écologique primaire (Chapin III et al., 1986). Contrairement aux autres éléments minéraux qui proviennent des processus d'altération de la roche mère, l'azote présent sous forme gazeuse dans l'atmosphère doit principalement faire l'objet d'une fixation biologique avant d'être disponible sous une forme assimilable pour les plantes (figure 2-2). Différents organismes sont impliqués dans le processus de fixation de l'azote, notamment des bactéries hétérotrophes, symbiotiques ou non, ou encore des organismes photosynthétiques tels que des Cyanobactéries (Chapin III et al., 2011; Fortin et al., 2015). L'azote peut être assimilé par la végétation sous la forme nitrate (NO_3^-) ou sous la forme ammonium (NH_4^+) (Chapin III et al., 2011). Certains genres de bactéries peuvent également s'associer avec la végétation et faire profiter leurs hôtes en fixant l'azote atmosphérique (N_2) dans

des nodules formés à même les racines des plantes hôtes, rendant ainsi disponible l'azote sous forme assimilable pour le partenaire symbiotique (Chapin III et al., 2011; CRAAQ, 2013). Ce phénomène inclut les bactéries du genre *Rhizobium,* qui s'associent avec des plantes de la famille des Légumineuses, et du genre *Frankia,* qui s'associent avec des plantes ligneuses. Dans le cas des bactéries *Rhizobium,* la contribution peut s'élever jusqu'à 180 kg/ha d'azote fixé par année (CRAAQ, 2013).

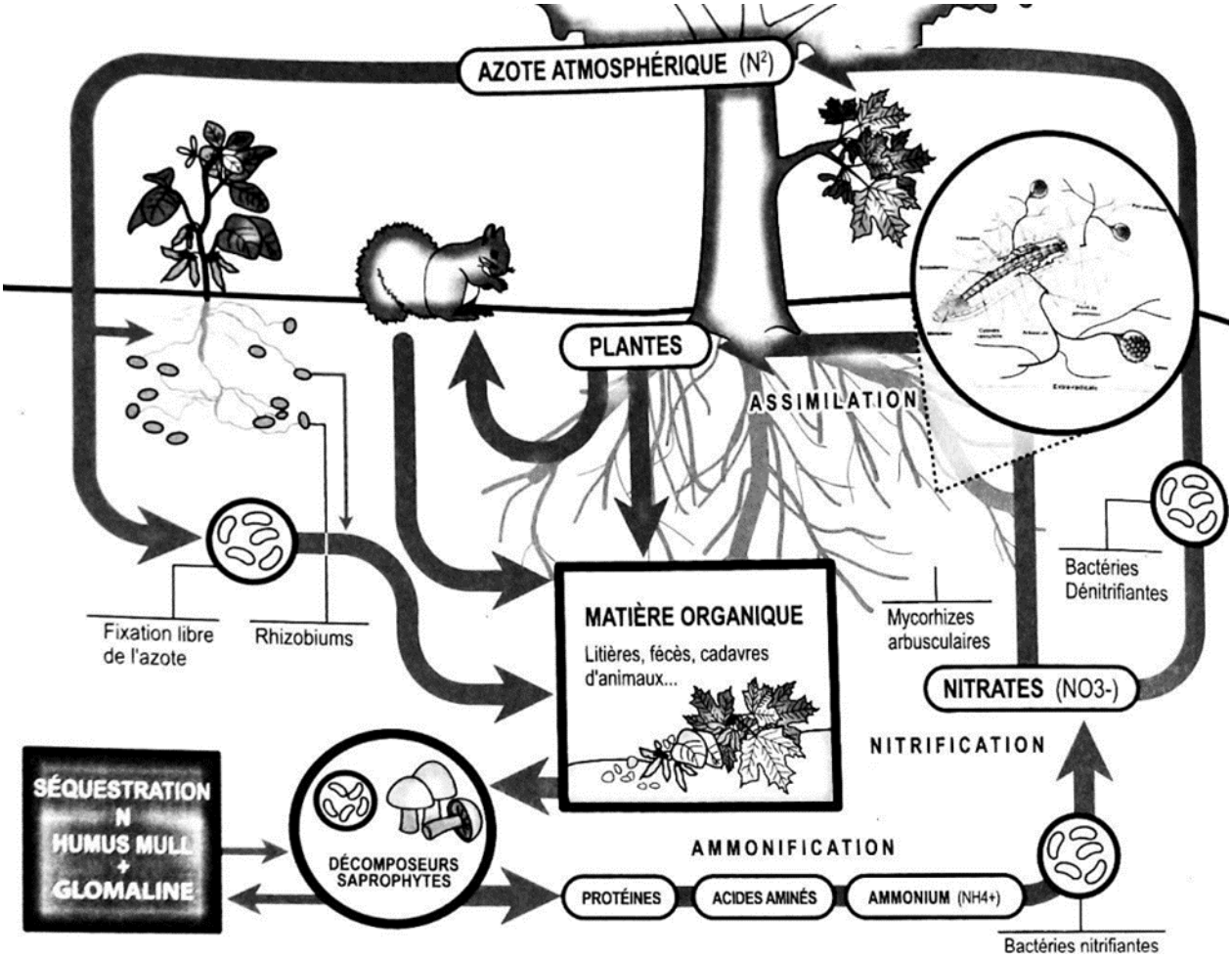


Figure 2-2 Représentation simplifiée du cycle de l'azote dans des peuplements présentant majoritairement des associations avec des CMA. Tiré de Fortin et al., (2015).

L'azote organique, soit l'azote présent dans la matière organique, n'est pas directement disponible pour les plantes. Il doit être libéré de la matière organique et retourner sous forme inorganique par l'entremise d'un processus appelé minéralisation. Différents microorganismes du sol contribuent à ce processus essentiel au bon fonctionnement des écosystèmes terrestres (Chapin III et al., 2011;

CRAAQ, 2013). La symbiose mycorhizienne permet à la végétation de profiter indirectement de l'azote présent sous forme organique (Leigh et al., 2009). Le rôle des mycorhizes sur la nutrition des plantes sera décrit dans une section subséquente.

Cas particulier du phosphore

Avec l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K) sont considérés comme les principaux éléments nutritifs essentiels à la croissance des végétaux. Les plantes ont également besoin de calcium (Ca), magnésium (Mg), soufre (S), fer (Fe), bore (B), manganèse (Mn), molybdène (Mo), chlore (Cl), cuivre (Cu) et zinc (Zn) (Uchida, 2000). Le phosphore présente un cas particulier en raison de son comportement dans les sols. Le phosphore est principalement assimilé par la végétation sous la forme d'ions orthophosphates ($H_2PO_4^-$). Cependant, l'efficacité immédiate des engrais chimiques phosphatés dépasse rarement 25 %, et varie selon différents facteurs, notamment la formule chimique de l'engrais, les espèces ioniques présentes dans la solution de sol et le pH du sol. En milieu acide, le phosphore est rapidement fixé par des oxydes et des hydroxydes d'aluminium, de fer et de magnésium tandis qu'en sol calcaire alcalin, il est immobilisé sur des carbonates de calcium et de magnésium. Le retrait du phosphore labile de la solution de sol empêche la végétation d'avoir directement accès au phosphore (CRAAQ, 2013). La portion qui n'est plus labile constitue la réserve de phosphore du sol et reste accessible à certains microorganismes. C'est le cas des mycorhizes qui, en s'associant avec des bactéries solubilisatrices de phosphore, peuvent convertir le phosphore sous une forme assimilable pour les plantes et le transporter pour le rendre disponible aux racines via leurs réseaux d'hyphes extraracinaires. Ces bactéries ont également la capacité de solubiliser le phosphore présent dans la roche (figure 2-3) (Artursson et al., 2006; Bagyaraj et al., 2015; Fortin et al., 2015; Taktek et al., 2017).

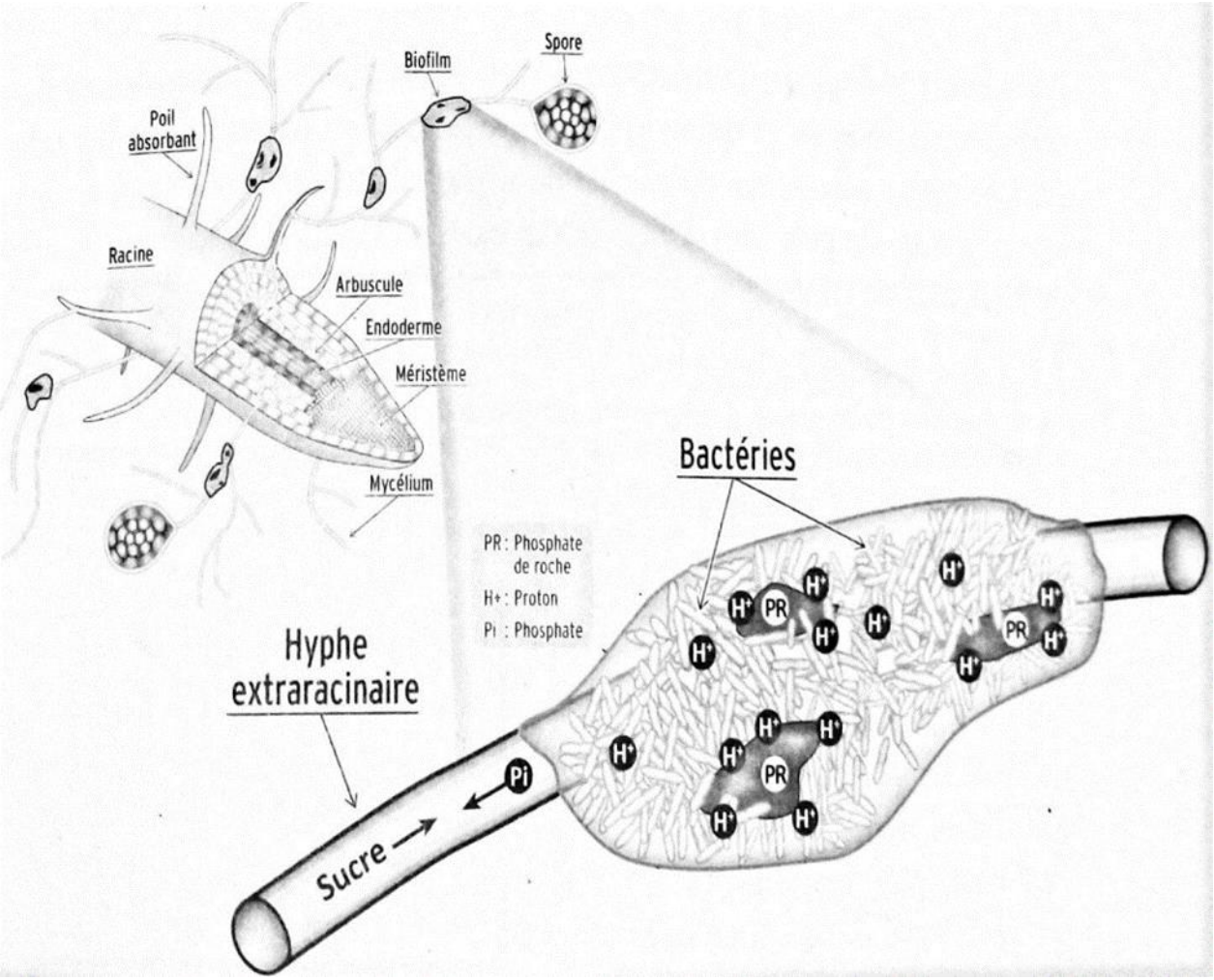


Figure 2-3 Association entre les mycorhizes et des bactéries pouvant solubiliser le phosphore. Tiré de Fortin et al., (2015).

Doses de fertilisants utilisés en végétalisation des sites miniers

Les substrats retrouvés dans les parcs à résidus miniers contiennent de faibles concentrations en matière organique et sont généralement dépourvus de fertilité (Juge et al., 2021). L'apport de fertilisants chimiques à base d'azote, de phosphore et de potassium, et/ou de fertilisants organiques, a démontré des effets positifs sur la croissance des végétaux et le couvert végétal dans des parcs à résidus miniers au Minnesota, au nord de la Colombie-Britannique, au Manitoba et à Fermont dans le nord du Québec (Burton et al., 2006; Gagnon et al., 2021; Juge et al., 2021; Norland, 2000; Young et al., 2015). Différents auteurs ayant étudié la végétalisation des résidus miniers suggèrent des doses d'azote (N) entre 53 et 250 kg/ha, de P_2O_5 entre 53 et 206 kg/ha, et de K_2O entre 0 et

100 kg/ha (Burton et al., 2006; Norland, 2000; Yamanaka et Holl, 1984; Young et al., 2015). Ces taux d'application permettent l'établissement de la végétation herbacée dans les parcs à résidus miniers (Peters, 1995; Renault et al., 2006). Une étude utilisant des amendements organiques au Saguenay et dans la région de Fermont a cependant démontré que l'ajout de 35 à 50 tonnes par hectare de boues de papetière sur une base de matière sèche, soit entre 525 et 750 kg/ha de N, peut avoir un effet négatif sur la diversité des communautés végétales (Gagnon et al., 2021). La surfertilisation peut aussi occasionner de la pollution et nuire au développement des végétaux dans différents contextes (CRAAQ, 2013; Peters, 1995; Sheldon et Bradshaw, 1977). La faible quantité de matière organique présente dans les résidus miniers, combinée à l'érosion hydrique et éolienne, peut parfois occasionner d'importantes pertes d'éléments fertilisants (Peters, 1995). Ces pertes environnementales peuvent mener à la contamination des eaux de surface ou encore à l'eutrophisation des plans d'eau se manifestant par la prolifération des plantes aquatiques due aux apports de fertilisants (CRAAQ, 2013). Il est donc recommandé de combiner l'utilisation des engrais chimiques et organiques ainsi que de fractionner les doses de fertilisants afin de limiter cette problématique (CRAAQ, 2013; Peters, 1995; Young et al., 2015).

Bonnes pratiques liées à l'utilisation d'engrais

Le type d'engrais et la quantité appliquée peuvent avoir une influence sur les propriétés physicochimiques du sol, notamment la salinité. Un sol ayant une salinité trop élevée empêche la plante de prélever de l'eau et nuit à son développement (Rader et al., 1943). Il est donc recommandé d'utiliser des fertilisants avec des indices de salinité non problématique, de décaler et de fractionner les applications de fertilisants ou d'utiliser des amendements organiques tels que des engrais de ferme et des engrais à libération lente (Rader et al., 1943; Sheldon et Bradshaw, 1977).

2.1.8 Utilisation du fumier de volaille

Particularités des engrais de ferme

La composition des fumiers et lisiers issus des élevages agricoles, communément appelés engrais de ferme, dépend de plusieurs facteurs, notamment l'espèce animale élevée, sa race, son âge, la stratégie de gestion des fumiers du producteur, la diète des animaux et le statut sanitaire du

troupeau. La valeur fertilisante de ces engrais de ferme doit être analysée au cas par cas afin de s'assurer que l'engrais soit adéquatement utilisé. L'apport fertilisant de ces engrais pour les cultures agricoles dépend de sa composition, mais également de son entreposage en lien avec la volatilisation de l'azote et la dilution des éléments fertilisants, ainsi que de son incorporation ou non dans le sol à fertiliser (CRAAQ, 2013). En plus de leur teneur variable en nutriments et en matière organique, les engrais de ferme peuvent contenir des microorganismes dangereux pour la santé des êtres vivants, des antibiotiques, des résidus de pesticides ou encore des contaminants métalliques ou métalloïdes (Bolan et al., 2010; CRAAQ, 2013). Certains procédés, tel que le cubage utilisé par la compagnie Acti-sol, permet de détruire les pathogènes présents dans leurs engrais grâce à une pasteurisation résultant de la température du procédé (Acti-sol, 2023a).

Pouvoir fertilisant du fumier de volaille

Les fumiers de volailles sont considérés comme les fumiers ayant le plus grand pouvoir fertilisant, et donc la plus grande valeur économique (Wilkinson, 1979). Leur efficacité s'explique par le fait que l'urine et le fumier sont excrétés simultanément sous une forme pratiquement sèche et présentant donc de hautes teneurs en matière sèche (Amanullah et al., 2007). L'azote présent dans le fumier de volaille est présent sous forme de nitrate d'ammonium et également sous forme organique. Jusqu'à 60 % de l'azote présent sous forme organique est rendu disponible par minéralisation lors de la première année, suite à l'application du fumier au champ. Un arrière-effet azoté lié à la minéralisation de l'azote organique peut être attendu lors des deux saisons subséquentes, totalisant respectivement 20 % et 10 % de l'apport initial. Le phosphore et le potassium présent dans le fumier de volaille sont considérés aussi labiles que les formes présentes dans les fertilisants inorganiques. Jusqu'à 90 % de la teneur totale de ces deux éléments sont rendus disponibles à la culture lors de la première année suivant l'application (Ashworth et al., 2020). Les valeurs fertilisantes de référence utilisées au Québec pour les fientes de poules pondeuses, soit la combinaison des déjections, de la moulée et des plumes des animaux, est d'environ 40 kg/t de N, 30 kg/t de P_2O_5 et 22 kg/t de K_2O. La valeur fertilisante en pourcentage de N-P_2O_5-K_2O représente donc environ l'équivalent d'un engrais 4-3-2 (CRAAQ, 2020). À titre de comparaison, le fumier de poule à usage multiple commercialisé par la compagnie Acti-sol est un engrais 5-3-2 (Acti-sol, 2023b). Outre sa forte teneur en azote (N), phosphore (P) et potassium (K), le fumier de volaille

est un engrais riche en calcium (Ca), en plus de contenir des quantités plus modestes de magnésium (Mg), de manganèse (Mn), de soufre (S), de cuivre (Cu), de fer (Fe) et de zinc (Zn) (Ashworth et al., 2020; Bolan et al., 2010). En plus de son apport fertilisant, l'utilisation de fumiers de volaille permet également d'améliorer la teneur en matière organique des sols, de diminuer la densité apparente des sols, d'augmenter la capacité de rétention en eau, la stabilité des agrégats et agit à titre d'inoculum pour des microorganismes symbiotiques et bénéfiques (Bolan et al., 2010; Juge et al., 2021). Des travaux réalisés sur la production de fourrage dans des sols pauvres ont démontré que le fumier de volaille avait un effet sur le rendement et la fertilité des sols similaire à un fertilisant inorganique. Ces résultats ont été obtenus avec un apport provenant du fumier de 134 kg/ha de N, 51 kg/ha de P_2O_5 et 126 kg/ha de K_2O (McGrath et al., 2010). Il est important de considérer la capacité de réception des sols en lien avec les concentrations en phosphore, les arrières-effets azotés et les conditions météo lors de la fertilisation avec des engrais de ferme, afin d'éviter des problématiques liées aux pertes environnementales, notamment l'eutrophisation des cours d'eau (Ashworth et al., 2020; Bolan et al., 2010; CRAAQ, 2020; Lin et al., 2018; McGrath et al., 2010; Wilkinson, 1979).

2.1.9 Impact de la fertilisation sur les bactéries *Rhizobium*

L'ajout de fertilisant peut avoir un impact négatif sur le développement des symbioses végétales de type *Rhizobium*. Deux processus semblent expliquer ce phénomène dans le cas de ces symbioses. Les travaux de Yamanaka et Holl (1984) dans l'est de la Colombie-Britannique ont démontré qu'une dose élevée de fertilisant azoté, combiné à un taux de semis en Graminées élevé était responsable d'une diminution de la fixation de l'azote par les Légumineuses dans un mélange de semences implantées sur des résidus miniers de mines de charbon. Les auteurs ont attribué ces résultats à la faible compétitivité des Légumineuses par rapport aux Graminées en présence d'une quantité d'azote importante. La production de biomasse et la fixation d'azote optimale a été obtenue en utilisant des taux de semis de 17,5 kg/ha de Graminées, 30 kg/ha de Légumineuses, combinées à une fertilisation minérale de 50 kg/ha d'azote. L'utilisation d'engrais dans la bouillasse destinée à l'ensemencement hydraulique peut aussi affecter la performance des inoculants *Rhizobium*. L'utilisation d'engrais acidifiant, tel que le triple super phosphate (TSP) peut diminuer la viabilité des *Rhizobium*. Il est donc recommandé d'utiliser des engrais qui ne

diminueront pas le pH en deçà de 6.0, soit le seuil établi pour la survie des inoculants dans les travaux de Brown et al. (1983). Les auteurs de cette étude mentionnent également qu'il est possible d'ajuster le pH de la bouillasse avec de la chaux hydratée ou encore d'utiliser des souches de *Rhizobium* qui tolèrent des pH plus bas.

2.1.10 Impact des paillis sur l'érosion, la teneur en eau du substrat et la captation des graines

Définition et utilisations

Les paillis sont des matériaux d'origine organique ou inorganique qui servent à modifier les conditions à l'interface sol-atmosphère. Les paillis d'origine organique sont généralement des sous-produits issus du système agroalimentaire ou de la foresterie (Graber et al., 2006; Norland, 2000). Leur usage est répandu en agriculture, en aménagement paysager, en foresterie ainsi que dans différents projets de restauration et de végétalisation (Dudeck et al., 1970; Iqbal et al., 2020; Juge et Cossette, 2015; Norland, 2000; Taurines et al., 2024).

Rôles des paillis pour le développement de la végétation

Les conditions érosives sont particulièrement hostiles à l'établissement des plantes. Les graines des plantes sont équipées de différentes structures, telles que des poils, des ailerons ou du mucilage à leur surface afin de faire face aux conditions érosives défavorables (García-Fayos et Cerdà, 1997). Cependant, la perte de semences par érosion varie en fonction des conditions du milieu ainsi que des espèces ensemencées. L'utilisation de paillis permet de maintenir les semences en place et de limiter leur érosion, notamment dans les pentes (figure 2-4) (Chachane et al., 2006; Peters, 1995; Sheldon et Bradshaw, 1977). Les paillis jouent donc un rôle crucial dans l'établissement des plantes puisqu'ils contribuent à améliorer les conditions du substrat pour les végétaux au moment où ils sont les plus vulnérables, soit au moment de leur émergence (Dudeck et al., 1970). Lorsque les paillis sont suffisamment grossiers, l'augmentation de la rugosité à la surface du sol permet en effet de créer des conditions favorables au piégeage des semences (Chambers et MacMahon, 1994).

Paillis et érosion hydrique

Plusieurs mécanismes peuvent expliquer l'efficacité des paillis dans la protection des sols vis-à-vis de l'érosion hydrique. Tout d'abord, les paillis protègent le substrat de l'impact direct des gouttelettes de pluie et limitent la mise en suspension des particules de sol suite à l'impact (Albaladejo Montoro et al., 2000). L'augmentation de la rugosité décrite plus haut contribue aussi à ralentir les eaux de ruissellement, ce qui limite davantage les pertes de sols engendrées par le mouvement de l'eau (Rahma et al., 2013). La diminution de la vitesse d'écoulement de l'eau favorise ainsi son infiltration dans le substrat (Montenegro et al., 2013). L'utilisation de paillis permet de protéger les semences en évitant que celles-ci se retrouvent en surface et soient exposées aux conditions atmosphériques non favorables (Sheldon et Bradshaw, 1977). Les paillis améliorent la rétention en eau du substrat en limitant l'évaporation et favorisent l'infiltration de l'eau vers les horizons plus profonds, notamment en limitant l'apparition de croutes de battance (Sheldon et Bradshaw, 1977). La diminution de l'évaporation contribue à augmenter l'humidité du substrat, ce qui permet de créer des conditions favorables à la germination des plantes (Mulumba et Lal, 2008; Norland, 2000; Roberts et Bradshaw, 1985; Sheldon et Bradshaw, 1977; Tordoff et al., 2000). L'effet bénéfique des paillis pour l'établissement de la végétation est particulièrement marqué pour les semences de grosse taille comme celles des céréales, en raison de leur sensibilité à la sécheresse lorsqu'elles sont semées à la surface du sol. La rétention d'humidité à proximité des semences permet également de limiter les impacts de la salinité causés par les fertilisants chimiques (Sheldon et Bradshaw, 1977). Finalement, leur utilisation permet aussi d'allonger la saison de croissance en agissant à titre de couche isolante qui permet de diminuer l'amplitude des variations de température journalière (Sheldon et Bradshaw, 1977).

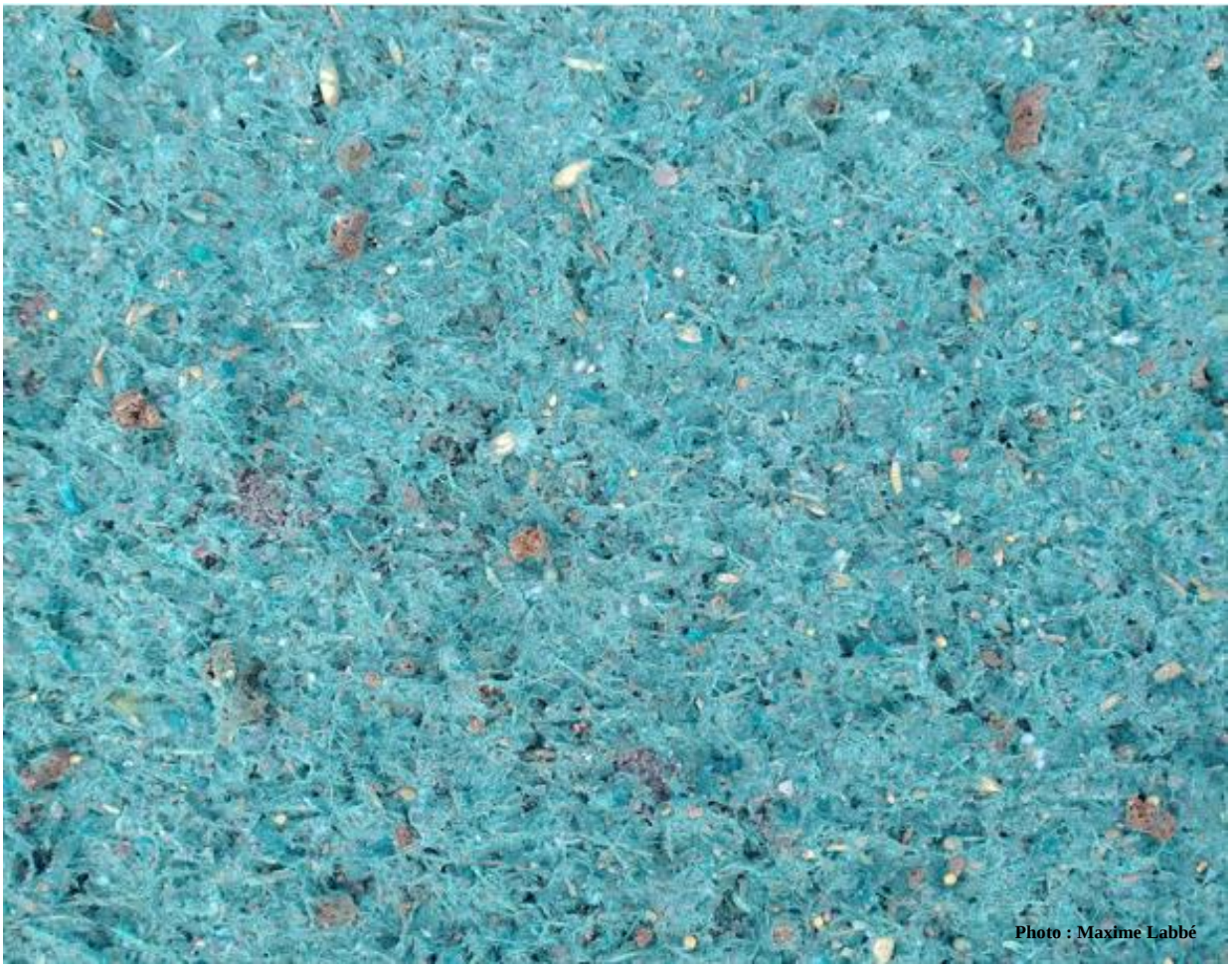


Figure 2-4 Vue rapprochée d'une parcelle recouverte de bouillasse d'hydrosemis. On peut y apercevoir différents types de paillis fins d'origine organique ainsi que des semences de différentes espèces herbacées d'intérêt agronomique.

Paillis et érosion éolienne

Les paillis sont utilisés abondamment pour le contrôle de l'érosion éolienne dans différents contextes. L'efficacité de cette méthode a déjà été démontrée pour la restauration des sites miniers dans la région de Fermont, où des doses de 4500 kg/ha de foin et du fumier de poulet combiné avec le semis d'un mélange d'herbacées agronomiques sont utilisés avec succès pour la restauration des résidus de mines de fer en conditions nordiques (Juge et al., 2021). L'efficacité de la méthode pour le contrôle de l'érosion éolienne peut s'expliquer par la création d'un effet brise-vent à l'échelle

des particules de foin qui sont légèrement enfoncées dans le substrat à végétaliser. La diminution de la vélocité des vents à la surface du sol permet de diminuer les problématiques d'abrasion sur les végétaux ensemencés en diminuant la quantité de particules de résidus remise en suspension dans l'air. Dans cette situation, les auteurs mentionnent également que le paillis utilisé peut être une source de microorganismes, de propagules de végétaux et de matière organique (Juge et Cossette, 2015). Plusieurs autres travaux ont également porté sur l'effet positif des paillis sur la diminution de l'érosion éolienne (Norland, 2000; Roberts et Bradshaw, 1985; Swanson et al., 1965).

2.1.11 Contribution des paillis organiques à la matière organique et à la fertilité du substrat

Impact des paillis sur les propriétés du substrat

La matière organique apportée par les paillis organiques contribue à bonifier les propriétés physiques, biologiques et microbiologiques du substrat, en améliorant la vie et la fertilité du sol. Premièrement, la matière organique permet d'augmenter la porosité du sol, son agrégation et sa capacité de rétention en eau (Albaladejo Montoro et al., 2000; Gagnon et al., 2021; Mulumba et Lal, 2008; Tordoff et al., 2000; Young et al., 2015). Un sol ayant une bonne structure physique offre une meilleure résistance vis-à-vis des phénomènes d'érosion hydrique et éolienne, limitant ainsi les pertes d'éléments fertilisants. Deuxièmement, plusieurs auteurs mentionnent que la matière organique peut être une source non négligeable de propagules et de microorganismes qui peuvent contribuer à la restauration des sols dégradés (Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015; Peters, 1995). D'autres auteurs mentionnent également que l'ajout de matière organique à un sol contribue à augmenter l'activité des champignons et des bactéries (Gagnon et al., 2021; Mulumba et Lal, 2008). Troisièmement, la matière organique joue un rôle important dans la fertilité des sols. Sous l'action des microorganismes, la matière organique est dégradée, libérant ainsi des composés nutritifs et d'autres sous-produits plus ou moins complexes qui contribuent au processus de séquestration du carbone dans le sol et à l'augmentation de la capacité d'échange cationique (CEC) (tableau 2-1) (Farooqi et al., 2018; A. Gagnon et al., 2021; Sumner et Miller, 1996). Puisque les particules organiques sont généralement chargées négativement et que plusieurs ions servant à la nutrition des plantes sont chargés positivement (K^+, Ca^+, Mg^+, $NH4^+$), la CEC est considérée

comme un indicateur de la capacité du sol à retenir les éléments fertilisants cationiques et constitue donc un paramètre important de la fertilité des sols (Nommik et Vahtras, 1982; Sumner et Miller, 1996).

Décomposition des paillis organiques

L'effet des paillis d'origine organique sur la fertilité des sols évolue en fonction de leur degré de décomposition. L'un des principaux paramètres influençant le processus de décomposition est le rapport carbone-azote (C/N) du paillis utilisé (Reddy et al., 2008). L'action des microorganismes qui dégradent le carbone peut être ralentie temporairement si ceux-ci manquent d'azote pour leurs fonctions métaboliques (Janssen, 1996). Ainsi, les apports de matière organique ayant un C/N faible seront généralement décomposés plus rapidement que ceux ayant un C/N élevé. L'activité bactérienne est plus importante dans les paillis à C/N faible, tandis que l'activité des champignons saprophytes est plus importante lorsque le C/N est élevé (Mary et al., 1996).

Tableau 2-1 Caractéristique de différentes formes de matière organique du sol. Adapté de la 3e édition du Guide de production biologique des grandes cultures du CRAAQ (Wallace et al., 2019).

	Fraction active	Fraction lentement minéralisable	Fraction stable
Aussi nommée :	Fraction labile	Fraction intermédiaire	Fraction récalcitrante ou humus
Pourcentage (approx.) de la MOS totale	5 %	40 %	55 %
Durée de vie moyenne dans le sol	De quelques jours à quelques années	De quelques années à des dizaines d'années	Des dizaines d'années à des siècles
Composantes et caractéristiques principales	• Biomasse microbienne • Matériel nouvellement ajouté • Substances facilement décomposables • Pas protégée physiquement dans les agrégats	• Matériel partiellement décomposable • Produits microbiens résultant des transformations de la fraction active de la MOS • Substances physiquement protégées dans les agrégats • Composés plus difficiles à décomposer	• Molécules complexes difficiles à décomposer • Substances, comme les restes des microorganismes, physiquement protégées dans les agrégats en étant « collées » aux particules d'argile ou de limon
Propriétés du sol affectées	• Apport en nutriments • Ameublissement du sol	Mêmes impacts que les fractions actives et stables	• Entreposage à long terme du C • Capacité d'échange cationique • Capacité à retenir l'eau

2.1.12 Dose de paillis et contraintes liées à l'ensemencement hydraulique

Dose de paillis recommandés pour l'ensemencement hydraulique

En général, les effets bénéfiques des paillis augmentent en fonction de leur dose d'application (Sheldon et Bradshaw, 1977). Cependant, une épaisseur de paillis trop importante peut nuire à la germination et à l'implantation des végétaux (Chachane et al., 2006; Norland, 2000). Des doses variant entre 1100 et 1700 kg/ha sont recommandées pour l'ensemencement hydraulique (Norland, 2000; Roberts et Bradshaw, 1985).

Considérations en lien avec le paillis à utiliser

Le choix du matériau servant de paillis peut être limité en raison de contraintes liées à la machinerie utilisée. Dans le cadre des travaux d'ensemencement hydraulique, il convient d'utiliser des paillis relativement fins tels que de la fibre de bois, du papier recyclé ou de la sciure de bois (Norland, 2000; Roberts et Bradshaw, 1985). Ces paillis, caractérisés par des particules de petite taille et relativement uniformes, ont un effet différent des paillis plus grossiers ou hétérogènes. La décomposition de la matière organique dépend de plusieurs facteurs, notamment le C/N, la composition chimique, le pH, l'humidité, la température, la présence d'oxygène et de microorganismes (Allison, 1965; Norland, 2000; Valenzuela-Solano et Crohn, 2006). Pour une même matière de départ, une particule plus fine se décomposera plus rapidement qu'une particule grossière en raison du ratio plus élevé entre sa surface de contact et son volume, qui facilite l'action des microorganismes (Cooperband, 2002; Pace et al., 1995). Cette vitesse de décomposition plus rapide entraîne une protection contre l'érosion moins persistante dans le temps que les paillis grossiers. Les paillis fins présentent toutefois plusieurs avantages, notamment la création d'une surface plus uniforme présentant moins de rugosités, ce qui permet de limiter les échanges gazeux et de diminuer les pertes d'eau par évaporation (Cooperband, 2002; Pace et al., 1995).

2.1.13 Utilisation des polyacrylamides (PAM) dans les mélanges d'hydrosemis

Définition et utilités

Les polyacrylamides (PAM) sont des polymères constitués de plusieurs acrylamides (Buchholz, 2000). Ces composés très solubles dans l'eau sont utilisés pour leurs propriétés absorbantes ou épaississantes dans plusieurs industries. Ils sont particulièrement importants pour le traitement des eaux, l'industrie pétrolière, minière, textile, cosmétique et biomédicale (Buchholz, 2000; Xiong et al., 2018; Yang, 2008).Les PAM sont également utilisés en agriculture, en construction et en végétalisation des sites perturbés pour leur capacité de contrôle de l'érosion (Chou et al., 2012; McLaughlin et Brown, 2006; Merlin et al., 1999; Norland, 2000; Soupir et al., 2004). Ils contribuent aussi à augmenter la viscosité des fluides et à diminuer les pertes de performances causées par la friction lors du pompage, notamment en hydroensemencement (Norland, 2000; Xiong et al., 2018). Les PAM sont des ingrédients qui peuvent supplémenter des mélanges d'hydrosemis en agissant à titre de liant (Norland, 2000). En plus de permettre une meilleure cohésion entre les éléments du mélange (Chachane et al., 2006), les PAM peuvent infiltrer la surface du sol et favoriser son agrégation et sa stabilité (Chou et al., 2012; Graber et al., 2006).

Dosage recommandé

La dose de polyacrylamide à utiliser dépend de son poids moléculaire et de l'objectif visé (Graber et al., 2006). Plusieurs variables telles que la concentration, les propriétés du sol, le climat et l'ajout de différents ingrédients dans un mélange d'hydrosemis peuvent influencer l'efficacité des PAM (Norland, 2000). Certains auteurs mentionnent l'utilisation de PAM à des doses de 19 et 20 kg/ha appliquées par hydroensemencement (McLaughlin et Brown, 2006; Norton et al., 2002). Les travaux de McLaughlin et Brown (2006) mentionnent que les PAM utilisés dans une pente de 20 % ont contribué à augmenter le couvert végétal et à diminuer la turbidité des eaux de ruissellement. Des travaux portant sur la comparaison des performances de différents PAM sur des pentes rocheuses très abruptes ont permis de déterminer qu'une dose de 80 kg/ha diminue les pertes d'azote et de phosphore jusqu'à 50 % et 48 %, respectivement (Chen et al., 2016). L'impact d'une dose aussi importante sur la croissance des végétaux n'a cependant pas été validé dans le cadre de cette étude.

2.1.14 Impact de l'utilisation des polyacrylamides sur la végétation

Les PAM ont généralement des effets positifs sur la croissance des plantes (Blankenship et al., 2020; Buchholz, 2000; McLaughlin et Brown, 2006; Merlin et al., 1999; Norland, 2000). Ils contribuent à l'adhésion des semences en attendant leur germination (Merlin et al., 1999). Ce phénomène est également documenté dans les pentes abruptes où les PAM permettent de limiter les pertes de semences par ruissellement (Norland, 2000). L'effet stabilisateur des polyacrylamides est relativement court et dépend des conditions climatiques *in situ* (Merlin et al., 1999; Norland, 2000). Une étude dans l'est des États-Unis mentionne qu'il faut habituellement de 6 à 8 semaines avant que l'effet des PAM ne s'estompe (Norland, 2000). Les travaux de Merlin et al. (1999) ayant testé différents produits stabilisateurs tels que les PAM sur la germination des semences *in vitro* mentionnent que les PAM diminuent le taux de germination des semences contrairement à l'utilisation d'eau sans additif. Les taux de germination obtenus dans cette étude ne diminuent cependant pas en deçà de 60 %. Chou et al., (2012) mentionnent que la germination des semences est ralentie sans toutefois diminuer le taux de germination, tandis que Buchholz (2000) mentionne que la germination et l'émergence sont accélérées par l'ajout de PAM. Norland (2000) mentionne que la formation d'une croute suite à l'ajout de stabilisateur dans les mélanges d'hydrosemis peut nuire à l'émergence des plantes ayant des graines de petite taille. Plusieurs auteurs mentionnent finalement les effets bénéfiques des PAM sur le développement de la végétation et des mousses (Blankenship et al., 2020; Chou et al., 2012; McLaughlin et Brown, 2006).

2.2 La symbiose mycorhizienne arbusculaire

2.2.1 Importance des mycorhizes en restauration écologique

Mise en contexte

La révolution verte fait référence à l'industrialisation et à l'augmentation fulgurante des rendements agricoles connus durant les années suivant la Deuxième Guerre mondiale. À ce moment, les techniques agricoles modernes, basées sur l'utilisation de machinerie agricole, des variétés sélectionnées, des produits phytosanitaires et des fertilisants issus de l'industrie pétrochimique ont étés adoptées par l'ensemble des producteurs en quête de meilleurs rendements (Melillo, 2012). Le développement et l'application de ces technologies agricoles ont cependant ignoré les processus biogéochimiques essentiels à une agriculture durable, à la santé des sols et à la protection de l'environnement, étant donné les connaissances limitées des praticiens sur ces sujets. On assiste cependant à un retour de balancier et bon nombre de travaux se penchent désormais sur le rôle des microorganismes du sol en agriculture. Parmi les microorganismes bénéfiques les plus étudiés, les champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA) ont été négligés lors de la révolution verte puisqu'ils sont grandement affectés par le manque de rotation de culture, l'excès de produits chimiques et le travail du sol répété (Gianinazzi et al., 2010; Khaliq et al., 2022; Menge, 1982). L'instauration de pratiques agricoles respectueuses des réseaux d'hyphes de champignons mycorhiziens contribue à améliorer la productivité végétale à long terme et à s'assurer que les trillions de dollars de services écologiques fournis par ces organismes soient conservés au bénéfice des populations humaines (Gianinazzi et al., 2010). Les champignons mycorhiziens jouent également un rôle important pour la restauration des sites dégradés, notamment sur les sites miniers (Neuenkamp et al., 2019; Wang, 2017).

Tableau 2-2 Principaux services écologiques rendus par les mycorhizes arbusculaires. Adapté de Gianinazzi et al., (2010).

Fonction des CMA	Services écosystémiques rendus
Modification de la morphologie racinaire et développement d'un réseau mycélien étendu dans le sol	Amélioration du contact plante/substrat et amélioration de la stabilité du sol par l'entremise d'une meilleure structure
Amélioration de la nutrition minérale et du prélèvement de l'eau par les plantes	Amélioration de la croissance tout en diminuant les besoins en fertilisants chimiques
Atténuation des stress abiotiques	Augmentation de la résistance des plantes vis-à-vis de : la sécheresse, la salinité, les métaux lourds, la pollution et les pertes d'éléments nutritifs
Sécrétion de glomaline dans les sols	Augmentation de la stabilité du sol et de la rétention en eau
Protection des plantes vis-à-vis des pathogènes	Augmentation de la résistance aux stress biotiques et diminution des interventions phytosanitaires
Modification du métabolisme et de la physiologie des plantes	Biorégulation du métabolisme des plantes et amélioration de la qualité nutritive pour la santé des animaux et des humains

Définition et importance écosystémique

Le terme mycorhize désigne une association entre les racines d'un organisme autotrophe photosynthétique (une plante) et un champignon (Aldon, 1978). À ce jour, il a été démontré que la plupart des végétaux forment des associations mycorhiziennes et celles-ci peuvent être séparées en sept grands types. Ces types de mycorhizes varient en fonction des plantes hôtes colonisées et des champignons impliqués (Fortin et al., 2015). Parmi ces associations, les champignons mycorhiziens à arbuscules, aussi connus sous le nom d'endomycorhizes, sont le type de symbiose

mycorhizienne le plus répandu dans le règne végétal, notamment chez les plantes herbacées. Cette association symbiotique obligatoire remonte à plus de 400 millions d'années (Selosse et al., 2015). Plus de 80 % des espèces de plantes vasculaires peuvent former des associations avec environ 200 espèces de Gloméromycètes (Fortin et al., 2015; Jeffries et Barea, 2012; Khaliq et al., 2022). Ces champignons primitifs, tous des CMA de la famille des Glomeraceae, sont couramment utilisés en agriculture et dans la végétalisation des milieux dégradés (Fortin et al., 2015; Neuenkamp et al., 2019; Wang, 2017). Les hyphes des CMA sont non septés et ont la capacité de pénétrer les cellules corticales des racines de leur plante hôte. Une fois à l'intérieur des cellules, les CMA forment des structures appelées arbuscules (figures 2-5 et 2-6) (Aldon, 1978; Ferrol et al., 2016; Juge et al., 2009; Khaliq et al., 2022). C'est à partir de ces structures et de son réseau d'hyphes extraracinaires que le champignon peut distribuer différents éléments nutritifs et de l'eau à son hôte, en échange d'environ 10 à 20 % des photosynthétats produits par la plante (Khaliq et al., 2022). Les CMA produisent également des vésicules, soit des structures de réserve à l'intérieur des racines de la plante hôte, servant aussi à la reproduction (Juge et al., 2009).

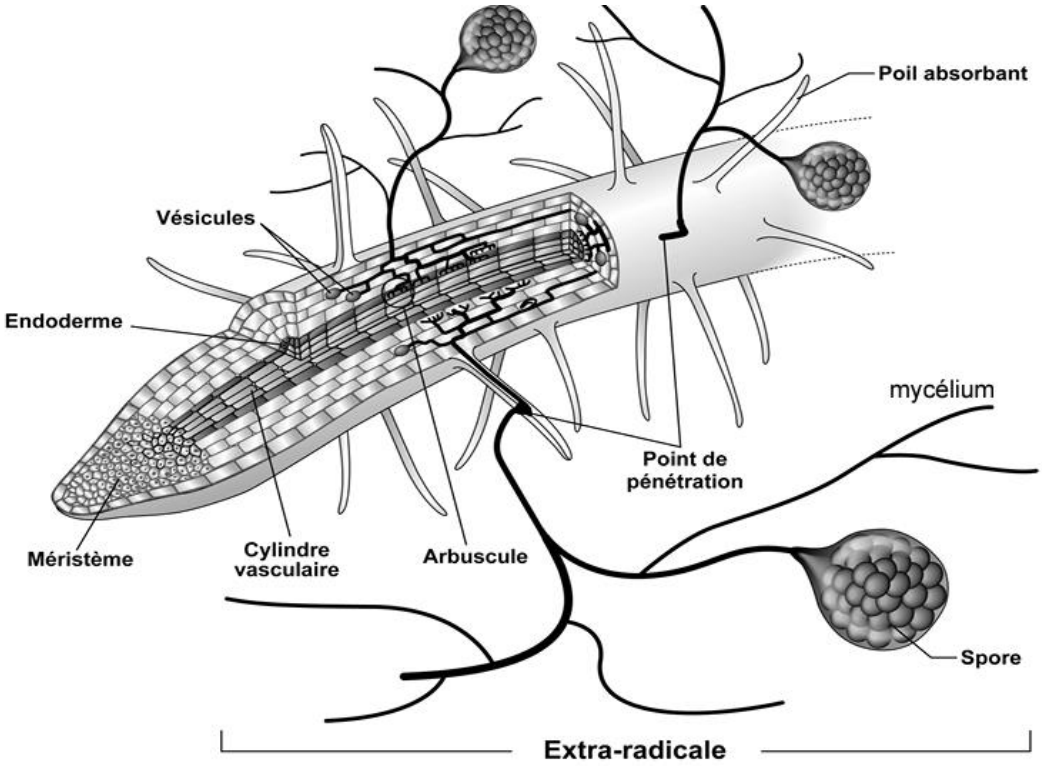


Figure 2-5 Structures mycorhiziennes arbusculaires sur un apex racinaire. Tiré de Fortin et al., (2015).

Importance des mycorhizes pour les successions primaires

La perte ou l'absence de propagules de CMA constitue un enjeu important pour le maintien de la fertilité et le développement des écosystèmes. Ils sont particulièrement importants dans des contextes de succession primaire et de désertification, en plus d'avoir des applications dans le domaine de l'agriculture et de la bioremédiation (Aldon, 1978; Jeffries et al., 2003). Dans plusieurs situations, la remise en place d'un couvert végétal suite à des perturbations d'origine anthropique ou naturelle passe par la restauration des symbioses mycorhiziennes (Jeffries et al., 2003). Les mycorhizes à arbuscules ont notamment la capacité d'améliorer la tolérance de la végétation vis-à-vis de différents stress, notamment la sécheresse, la présence de métaux lourds, les carences en éléments nutritifs et la salinité (Asmelash et al., 2016; de Moura et al., 2022; Gianinazzi et al., 2010; Jeffries et al., 2003; Z. Zhang et al., 2014). Les CMA peuvent également agir à titre de bioprotecteurs pour leurs plantes hôtes et limiter les effets négatifs liés à la salinité, aux pH défavorables ainsi qu'aux températures chaudes et froides (Cooke et Lefor, 1990; Jeffries et al., 2003; Khaliq et al., 2022).

Figure 2-6 Arbuscules de CMA à l'intérieur de cellules corticales d'une racine de Graminées.

2.2.2 L'inoculation de la végétation avec des CMA

Sources de propagules et inoculation

Pour qu'une symbiose endomycorhizienne s'établisse, il faut que des propagules de CMA soient présentes dans le milieu, qu'elles soient viables et que les conditions édaphiques propices à leur développement soient en place. En agriculture, les régies qui n'incluent pas de labours du sol tentent, entre autres, de maximiser la quantité de propagules et donc la mycorhization de leurs cultures subséquentes. En limitant les labours, les propagules qui sont naturellement présentes en surface ne sont pas perdues par enfouissement et les réseaux d'hyphes existants ne sont pas endommagés (Cornejo et al., 2009; Schalamuk et Cabello, 2010; Schwab et Reeves, 1981). Les spores des CMA ont la capacité de migrer sur plusieurs milliers de kilomètres comme en témoigne la faible abondance de taxon endémique et l'importante diversité de CMA retrouvée sur des îles un peu partout à travers le monde (Davison et al., 2018). Si l'on fait abstraction des causes de

migrations biotiques attribuables aux humains ou aux animaux, la migration par le vent ou l'eau semble limitée par la taille des spores et la résistance de celles-ci aux conditions environnementales rencontrées. La présence de conditions favorables à l'établissement des propagules dans leurs nouveaux milieux, notamment la présence de plantes hôtes, peut-être un facteur limitant (Camargo-Ricalde, 2002; Paz et al., 2021). Il est recommandé de procéder à une inoculation dans les milieux perturbés à végétaliser, tels que les parcs à résidus miniers, afin de s'assurer que les propagules de CMA soient vigoureuses et présentes en quantité suffisante au moment où la végétation ensemencée se développe (Bois et al., 2005). Bien qu'il s'agisse d'un investissement de départ plus important, l'utilisation d'inoculants a le potentiel d'améliorer significativement la réussite du chantier de végétalisation, notamment lors des travaux d'ensemencements hydrauliques (Asmelash et al., 2016; Estaun et al., 2007; Yan et al., 2020). Une méta-analyse réalisée sur le sujet a permis de démontrer que l'inoculation de sites dégradés avec des CMA permet d'augmenter la présence de mycorhizes dans plusieurs écosystèmes dégradés en climat tempéré (Maltz et Treseder, 2015). Cependant, la plupart de ces études comparent la performance de la végétation en absence ou en présence de CMA et ne comparent donc pas différentes doses d'inoculant. Toutefois, des travaux réalisés en contexte agricole semblent démontrer qu'une dose d'inoculant plus élevée assure une colonisation racinaire plus importante, et donc de meilleurs rendements (Cornejo et al., 2009; Roussis et al., 2022).

CMA et conditions environnementales

Les CMA sont cependant sensibles aux conditions environnementales, notamment lors de l'entreposage d'inoculants commerciaux. Par exemple, la stratification des spores de *Rhizophagus irregularis* pendant au moins 14 jours à 4 degrés Celsius permet de diminuer leur mortalité et d'améliorer le patron de développement des hyphes du champignon (Juge et al., 2002). La température du sol a aussi une influence sur la croissance des hyphes, la colonisation et la sporulation des champignons mycorhiziens à arbuscules (de Moura et al., 2022). L'influence du climat en forêt boréale québécoise sur le cycle endomycorhizien a été décrite par Juge et al. (2021). Les auteurs ont émis l'hypothèse que les conditions climatiques dans la région de Fermont/Labrador Ouest ralentissent le cycle des CMA, et qu'il faut donc deux saisons de croissance pour compléter le cycle de vie des CMA.

Importance de la composition de l'inoculum

La source de l'inoculum, qu'il soit naturel ou commercial, ainsi que les espèces qu'il contient, peut avoir une importance déterminante sur le succès de végétalisation (Enkhtuya et al., 2003; Faye et al., 2013; Maltz et Treseder, 2015). Les plantes ont des degrés de dépendance vis-à-vis des CMA qui peuvent varier selon la famille, le genre et l'espèce végétale (Hartnett et al., 1993; Ortas, 2012; Van Der Heijden et al., 1998, 2006). Bien que généralement ubiquitaires, la classe, la famille, le genre et l'espèce des CMA varient aussi suivant les écosystèmes et dans le temps. C'est pourquoi certains auteurs considèrent que la diversité des CMA influence la structure et les successions des communautés végétales (Asmelash et al., 2016; Hartnett et al., 1993; Jeffries et al., 2003; Van Der Heijden et al., 1998). Les plantes herbacées vivaces sont davantage mycorhizées que les plantes annuelles, notamment les céréales d'intérêt agricole utilisées comme plantes-abris (Juge et al., 2021; Medve, 1984). De plus, le pourcentage de mycorhization augmente en fonction du couvert végétal des plantes vivaces, tel que rapporté par Juge et al. (2021). Conséquemment, les taux de mycorhization racinaire dans les parcs à résidus des mines de fer de la région de Fermont passent de 0 à 20 % les deux premières années après végétalisation, à plus de 75 % après 10 ans. Ces résultats sont expliqués par la courte saison de croissance ainsi que par la faible dépendance mycorhizienne de plusieurs céréales annuelles ensemencées, appartenant à la famille des Graminées, soient l'Avoine et le Seigle. La Moutarde, quant à elle, appartient à la famille des Brassicacées, qui fait partie des rares familles de plantes reconnues comme non mycorhiziennes. Les mêmes auteurs ont également démontré que la communauté de mycorhizes à arbuscules évolue en fonction du nombre d'années post-végétalisation. Le genre *Claroideoglomus* est dominant lors des 3 premières années post-végétalisation et il faut attendre environ 5 ans avant d'observer le genre *Rhizophagus* sur les résidus de mine de fer restaurés dans la région de Fermont/Labrador Ouest (Juge et al., 2021).

2.2.3 Rôle des CMA dans la nutrition des plantes

La productivité des écosystèmes terrestres est généralement limitée par la disponibilité de l'azote et du phosphore pour la croissance de la végétation (Chapin III, 1980). Les endomycorhizes jouent un rôle important dans la nutrition des plantes avec lesquelles elles s'associent et contribuent donc de façon importante à la productivité des écosystèmes et des sites dégradés restaurés. Plus

précisément, les CMA contribuent à la survie, à la croissance et au statut nutritionnel de plusieurs espèces de plantes, dans différents écosystèmes (Asmelash et al., 2016; de Moura et al., 2022; Jeffries et al., 2003; Linderman et Davis, 2004; Ohsowski et al., 2018; Orłowska et al., 2010; Ortas, 2012; Van Der Heijden et al., 2006). Une amélioration de la croissance et du couvert végétal peut également être obtenue lorsque des applications d'engrais organiques ou de compost sont combinées à une inoculation de la végétation par les CMA (Linderman et Davis, 2004; Ohsowski et al., 2018).

CMA et statut nutritionnel de la végétation

Cependant, les mycorhizes à arbuscules sont sensibles au statut nutritionnel du substrat dans lequel elles évoluent ainsi qu'à celui de leur plante hôte. Dans des substrats aussi pauvres que les résidus miniers, l'ajout de fertilisants peut-être nécessaire afin que les champignons puissent répondre à leurs propres besoins nutritionnels, tel que démontré par l'augmentation de la biomasse mycorhizienne suite à l'ajout de phosphore et d'azote dans des sols infertiles (Treseder et Allen, 2002). Cependant, la plupart des travaux réalisés sur le sujet décrivent l'influence négative d'un excès en fertilisation sur l'infectivité des CMA (Corkidi et al., 2002; Hayman, 1986; Kahiluoto et al., 2000; Linderman et Davis, 2004; Menge, 1982; Ortas, 2012; Sylvia et Neal, 1990). Le succès de l'inoculation est supérieur en conditions de faible concentration en phosphore dans le sol (Kahiluoto et al., 2000; Linderman et Davis, 2004; Ortas, 2012). Les travaux de Linderman et Davis (2004) ont démontré que l'utilisation d'engrais chimique riche en phosphore à des doses deux fois supérieures aux recommandations du fabricant, soit entre 50 et 310 mg de P/kg de substrat, diminue considérablement ou empêche la colonisation des CMA sur des plants d'oignons. En revanche, l'utilisation d'engrais organiques riches en phosphore à des doses 3 fois supérieures aux recommandations du fabricant, soit entre 21 et 138 mg de P/kg de substrat, diminue la colonisation des racines par les CMA sans toutefois l'inhiber. Ces résultats suggèrent donc que la source de phosphore joue un rôle dans l'infectivité des CMA. Les travaux de Sylvia et Neal (1990) suggèrent que la fertilisation en phosphore a un impact négatif sur la colonisation racinaire des plants d'oignons par les CMA lorsque l'azote est présent en quantité suffisante dans les tissus de la plante. Selon les travaux de Menge (1978), ce serait la concentration en phosphore dans les tissus de la plante hôte, principalement les racines, qui influence la colonisation racinaire par les

endomycorhizes. La teneur en phosphore du sol serait donc liée indirectement au potentiel de colonisation par les CMA.

Impact de la fertilisation sur les CMA

Les travaux de Corkidi et al., (2002) ont démontré qu'une fertilisation en azote peut aussi avoir un impact négatif sur la colonisation racinaire par les CMA dans les sols ayant une quantité de phosphore assimilable élevé (18,4 mg de PO_4-P/kg de substrat), mais n'a pas d'impact pour les sols ayant une quantité de phosphore assimilable faible (6,6 mg de PO_4-P/kg de substrat). Hayman (1986) a également déterminé que la fertilisation en azote peut avoir une influence négative sur les populations de CMA et serait liée à la concentration en azote dans les tissus de la plante hôte. Dans des contextes de haute fertilité, les CMA présentent des bénéfices moins importants pour leur plante hôte et peuvent même nuire à leur croissance. La relation symbiotique peut donc devenir néfaste si la plante hôte est capable de combler ses besoins nutritionnels elle-même, mais doit toujours distribuer une portion de ses photosynthétats au champignon (Corkidi et al., 2002; Crush, 1975, 1976; Kahiluoto et al., 2000). Cependant, dans le cadre de nos travaux d'hydroensemencement, en raison de l'extrême pauvreté des résidus miniers et du fait que la dose de fertilisant n'est pas répétée annuellement, les CMA ne sont probablement pas affectés à long terme par l'ajout de fertilisants chimiques dans la bouillasse d'hydrosemis.

Les CMA et le phosphore

Les champignons mycorhiziens à arbuscules sont bien connus pour leur rôle dans le cycle du phosphore. Les CMA ont la capacité de prélever et de transmettre du phosphore aux plantes avec lesquelles elles s'associent (Ferrol et al., 2016; Li et al., 2018; Van Der Heijden et al., 2006). Ces mécanismes s'appliquent aux différentes formes de phosphores, qu'elles soient organiques, chimiques ou minérales (Reynolds et al., 2006). Par exemple l'inoculation de *A. fructicosa* a permis d'augmenter la quantité de phosphore disponible dans la rhizosphère des végétaux inoculés d'environ 2,4 g de P/kg de sol, soit jusqu'à 2,5 fois plus lorsque comparé aux plants contrôles sur un site abandonné suite à l'exploitation du charbon en Chine (Li et al., 2015). Les CMA, en combinaison avec une fertilisation minérale en phosphore variant entre 90 et 180 mg P/kg de

substrat, permettent d'améliorer significativement le statut nutritionnel des plantes lorsque comparées aux plantes non mycorhizées sur des résidus miniers (Hume et August, 1988).

Rôle des CMA dans la fixation de l'azote atmosphérique

En améliorant la nutrition en phosphore des Légumineuses, les CMA contribuent indirectement à la fixation de l'azote atmosphérique. Dans un contexte de faible fertilisation en phosphore, les CMA permettent de faciliter le développement de la symbiose entre les Légumineuses et les bactéries *Rhizobium* (Hayman, 1986). Il a donc été suggéré que la symbiose endomycorhizienne est plus importante chez les Légumineuses que pour n'importe quel autre groupe de plantes puisqu'elle permet de faciliter la fixation d'azote, et d'augmenter sa teneur dans la plante hôte. Les Légumineuses sont donc davantage dépendantes que les Graminées envers les symbioses mycorhiziennes et l'inoculation de bouillasses d'ensemencement hydraulique avec des CMA permet de favoriser leur implantation (Estaun et al., 2007). Les CMA permettent également d'améliorer la biomasse aérienne des Légumineuses, ainsi que la quantité totale d'azote fixé par celles-ci (Barea et al., 1987). L'effet synergique entre les CMA et différentes bactéries PGPR est aussi souligné par de Moura et al. (2022), Khaliq et al. (2022) et Wahid et al. (2016).

Les CMA et l'azote

Les endomycorhizes contribuent également de façon directe à la fertilisation en azote. Les travaux de Barea et al., (1987) ont démontré que les CMA sont capables de prélever et de transloquer l'azote sous forme de NH_4^+ fixé sur des complexes argileux dans les sols à textures fines. L'auteur suggère également que les mycorhizes accèderaient plus facilement à l'azote fixé sous cette forme que les racines des plantes non mycorhizées. Van der Heijden et al. (2006) ont montré que bien que les CMA peuvent améliorer le prélèvement de l'azote pour certaines espèces de plantes, la quantité prélevée est négligeable à l'échelle de la communauté étudiée. Cette affirmation va dans le même sens que les résultats obtenus par Hawkins et al. (2000) qui ont déterminé que les CMA contribuent à la fertilisation en azote sans toutefois améliorer significativement le statut nutritionnel des plantes mycorhizées, lorsque comparées aux témoins non mycorhizés. Dans un contexte où la minéralisation de l'azote est faible et où la quantité d'azote inorganique disponible est limitante, ce phénomène est d'autant plus marqué. Des travaux réalisés sur le champignon *R. irregularis* ont

en effet permis d'observer que le champignon peut transmettre jusqu'au tiers de l'azote prélevé sous dans de la matière organique à la plante hôte. Dans cette étude, les quantités prélevées par les CMA étaient importantes et les plantes colonisées avaient des concentrations en azote significativement plus importantes que les plantes non colonisées, suggérant que les CMA peuvent contribuer significativement à la fertilisation azotée des végétaux avec lesquels ils s'associent (Leigh et al., 2009). Les mycorhizes peuvent également contribuer au prélèvement d'éléments nutritifs, tels que le fer, le cuivre, le zinc, le potassium, le soufre et le manganèse (Ferrol et al., 2016; Tamayo et al., 2014; Z. Zhang et al., 2014).

2.2.4 Influence des CMA sur les propriétés physiques et chimiques du substrat

CMA et tolérance à la toxicité

Bien que la mycorhization soit affectée négativement par la présence de métaux lourds, les mycorhizes à arbuscules contribuent aux mécanismes de tolérance de la végétation envers différents éléments métalliques tels que, le cadmium, le cuivre, le zinc, le fer et le manganèse, ainsi que des éléments métalloïdes comme l'arsenic (Cooke et Lefor, 1990; Cui et al., 2019; de Moura et al., 2022; Ferrol et al., 2016; Hildebrandt et al., 2007; Khaliq et al., 2022; Li et al., 2018; Riaz et al., 2021; Sánchez-Castro et al., 2017; Tamayo et al., 2014). La restauration des écosystèmes présentant des concentrations en métaux dans le sol à des niveaux toxiques nécessite une communauté de microorganismes fonctionnelle afin de favoriser l'établissement de la végétation et de restaurer les processus de pédogénèse et les cycles biogéochimiques (Moynahan et al., 2002). Plusieurs mécanismes, tels que la méthylation biologique, l'immobilisation de composés nocifs par l'entremise de la glomaline, la chélation intracellulaire, la compartimentation, le transport actif, et la production de protéines antioxydantes sont utilisées par les mycorhizes afin de lutter contre la toxicité (Li et al., 2018; Tamayo et al., 2014). Dans le cas d'une toxicité en fer, Tamayo et al. (2014) ont déterminé que le fer est probablement entreposé dans les vacuoles fongiques sous forme de phosphates ferriques. De plus, les résultats obtenus par Orlowska et al. (2010) suggèrent que les mycorhizes à arbuscules ont la capacité de s'adapter à des conditions de toxicité propres à un site.

La glomaline

Les mycorhizes à arbuscules sont les seuls organismes capables de produire de la glomaline en quantité importante (Singh et al., 2013). Il s'agit de glycoprotéines stables, insolubles dans l'eau et résistantes à la chaleur (Singh et al., 2013; Wright et Upadhyaya, 1998). En agissant à l'instar d'un ciment pour les particules de sols, la glomaline contribue à la structure, à l'agrégation, et à la fertilité des sols (Burri et al., 2013; de Aguiar Santiago et al., 2022; Orłowska et al., 2010; Van Der Heijden et al., 2006). La glomaline constitue une partie non négligeable de la matière organique contenue dans le sol, contribuant ainsi à la fertilité et à la séquestration du carbone (de Aguiar Santiago et al., 2022; Li et al., 2015; Singh et al., 2013). La présence de glomaline, combinée à la formation d'un réseau d'hyphes extraracinaires, contribue à protéger les sols vis-à-vis de l'érosion éolienne, hydrique, de l'instabilité géotechnique et du lessivage des éléments nutritifs (Burri et al., 2013; de Aguiar Santiago et al., 2022; Khaliq et al., 2022; Stokes et al., 2009).

2.3 L'impact de la topographie du site minier à restaurer sur le succès de végétalisation

2.3.1 Ouvrages de rétention

Selon les minéraux exploités et les formations géologiques des gisements, différents processus sont utilisés afin d'extraire la valeur économique d'un minerai excavé. Les résidus de traitement produits, soit la portion du minerai dépourvue de valeur économique, représentent des tonnages importants et leur gestion présente des enjeux économiques, sociaux et environnementaux pour les mines. La plupart du temps, les résidus miniers sont entreposés dans des parcs à résidus. Ces ouvrages de rétention sont généralement conçus de façon à minimiser la construction de digues en mettant à profit le relief et la topographie du site en exploitation. La méthode de déposition des résidus miniers la plus répandue historiquement est la déposition en pulpe. Les résidus sont acheminés hydrauliquement à des teneurs solides variant entre 15 et 55 %, en suspension dans de l'eau de procédé (Vick, 1990). Les pulpes sont généralement déposées au sommet des digues et la portion solide des résidus sédimente et se consolide plus ou moins rapidement en fonction de la taille des particules (Vick, 1990). La portion plus grossière des résidus miniers peut alors être utilisée pour la construction des digues servant à contenir les résidus déposés (Bussière, 2007; Vick, 1990). C'est le cas notamment du barrage A sur le site minier du Mont-Wright à Fermont.

Au Québec, les digues doivent être végétalisées, tout comme le reste du site au moment de la fermeture d'un site minier afin de satisfaire aux exigences gouvernementales, à moins qu'il ne soit impossible de le faire pour des raisons de faisabilité, particulièrement en lien avec le climat ou la géotechnique (Gouvernement du Québec, 2022). Les digues des parcs à résidus peuvent être de plusieurs dizaines de mètres de hauteur et, dans certains cas, présentent des pentes supérieures à 2 h :1 v (ArcelorMittal, 2019; Vick, 1990). Puisque les pentes associées à ces digues ne permettent pas toujours la circulation de la machinerie agricole conventionnelle, les praticiens ont généralement recours à l'ensemencement hydraulique (Albaladejo Montoro et al., 2000).

2.3.2 Stabilité géotechnique et végétation

Impact de la végétation

D'un point de vue géotechnique, la végétation peut avoir des impacts positifs ou négatifs sur la stabilité des ouvrages de rétention (Löbmann et al., 2020). Tout d'abord, la présence de végétation permet de limiter l'érosion éolienne et hydrique à la surface des digues (Bochet et García-Fayos, 2004). Les racines des plantes, principalement les Graminées, permettent de renforcer la matrice du sol (Skousen et Zipper, 2010). De plus, la partie aérienne de la végétation limite la force d'impact des gouttelettes de pluie et ralentit le mouvement de l'eau à la surface du sol (Albaladejo Montoro et al., 2000; Löbmann et al., 2020). L'augmentation de la rugosité à la surface du sol peut cependant s'avérer négative puisque le ralentissement de la vitesse de l'eau favorise son infiltration et peut donc mettre en péril la stabilité des ouvrages. Pour cette même raison, la création de chemins préférentiels au niveau des racines pour la circulation de l'eau dans le sol est considérée comme un impact négatif important dans les milieux qui, comme la forêt boréale québécoise, ont un bilan hydrique positif. Ces impacts peuvent cependant être mitigés par le potentiel d'évapotranspiration des plantes, qui contribue à diminuer la teneur en eau dans les couches superficielles de ces ouvrages (Löbmann et al., 2020). La construction de canaux d'écoulement ou de drains peut également s'avérer une alternative intéressante pour évacuer l'eau accumulée dans les digues, mais cette option peut impliquer des travaux d'entretien en situation de colmatage (Vick, 1990).

Ségrégation des particules

L'altération de la roche mère lors de la pédogénèse entraîne la formation de particules plus ou moins grosses selon la nature de la roche altérée et les processus en cause (Lafond et al., 1992). D'un point de vue granulométrique, les particules fines ont la particularité de rester en suspension plus longtemps dans l'eau (Ashworth et al., 2001) et d'être plus sensibles à l'érosion éolienne que les particules grossières (Zamani et Mahmoodabadi, 2013). En milieu naturel, on observe donc généralement l'accumulation de dépôts argileux ou à texture fine dans des dépressions

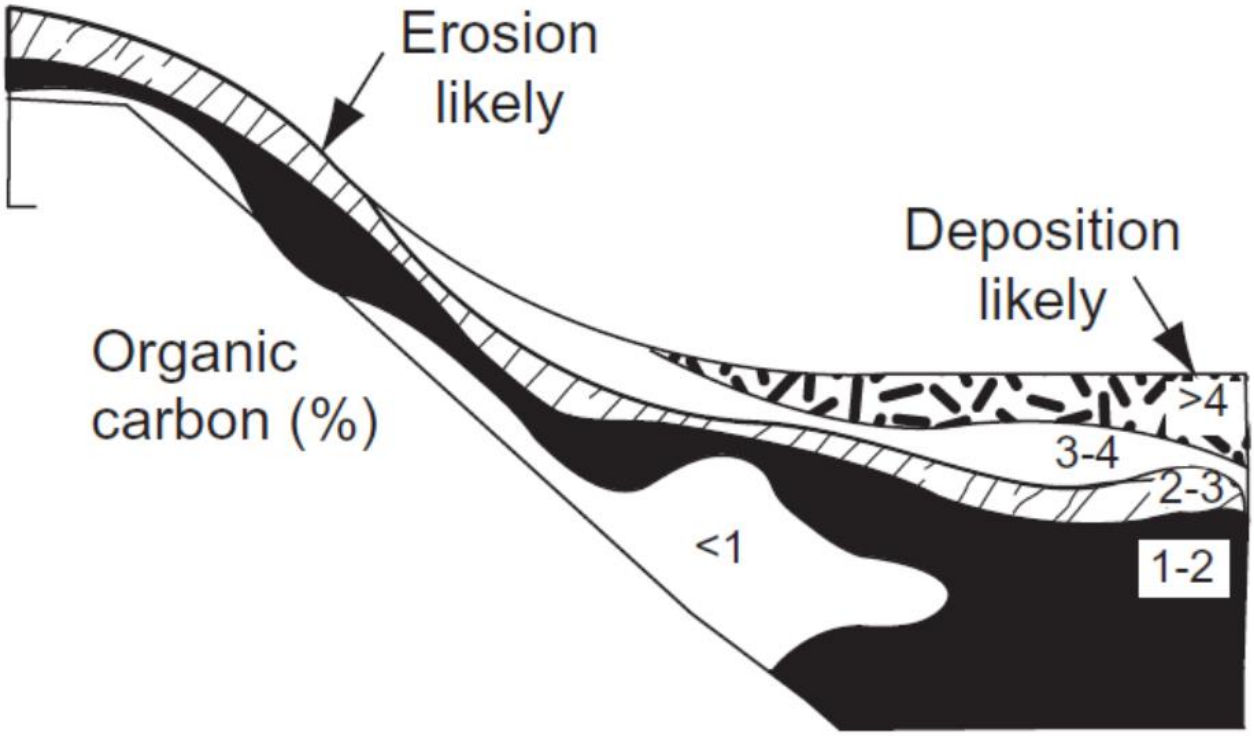


Figure 2-7 Relation entre la position sur la pente et l'influence des phénomènes d'érosion, de déposition et d'enrichissement en matière organique. Tiré de Chapin III et al., (2011).

topographiques tels que les mers postglaciaires, tandis que les dépôts plus grossiers sont généralement retrouvés en amont de ces anciens plans d'eau (figure 2-7) (Chapin III et al., 2011; Lafond et al., 1992). Les résidus miniers, bien qu'ils soient relativement uniformes, sont aussi sensibles à la ségrégation lors de leur épandage sur la face exposée d'une digue (Vick, 1990). Le phénomène sera plus ou moins marqué selon la longueur et l'angle de la pente, le climat, la présence de végétation et le temps (Lafond et al., 1992; Löbmann et al., 2020; Zhang et al., 2011).

Comportement de l'eau et granulométrie

Dans le cas de précipitations abondantes, la portion de l'eau qui n'est pas en mesure de s'infiltrer dans le sol ruisselle de façon à rejoindre un point ayant une énergie potentielle faible. En présence de relief, l'eau de ruissellement tend donc à converger vers le bas de pente (Lafond et al., 1992). En règle générale, plus la pente est forte, plus le ruissellement, l'érosion hydrique et la perte de semences sont importantes (Cerdà et García-Fayos, 1997; Neal, 1938). L'infiltration de l'eau dépend, entre autres, de la rugosité en surface et de la conductivité hydraulique saturée du matériau (Bussière et Guittonny, 2020; Löbmann et al., 2020). Les sols constitués de particules de tailles fines présentent des caractéristiques différentes de ceux constitués de particules de tailles plus importantes. Cette différence peut influencer les conditions édaphiques d'un milieu, notamment la capacité de rétention en eau, la compaction et donc l'aération d'un sol (Lafond et al., 1992). Dans le cas d'un sol de texture grossière, l'eau aura davantage de facilité à s'infiltrer que dans un sol de texture fine. Ces propriétés sont exploitées dans la conception de recouvrements pour les parcs à résidus miniers générateurs de drainage minier acide (Bussière et Guittonny, 2020). Les sols ou les matériaux de textures fines ont une capacité de rétention en eau plus élevée que les sols de texture grossière (figure 2-8) (Bussière et Guittonny, 2020; Chapin III et al., 2011; CRAAQ, 2013). La contribution de la nappe phréatique à l'humidité du substrat pour une même hauteur de nappe est également plus importante pour les sols à texture fine, qui présentent une remontée capillaire plus importante (Bussière et Guittonny, 2020). Sur les ouvrages de rétention des résidus miniers, la profondeur de la nappe phréatique et le drainage dépendent de la conception. La présence de noyau étanche et la présence de drains sont des facteurs qui peuvent avoir une influence sur la hauteur de la nappe phréatique sur une digue recouverte de résidus (Chapuis et Aubertin, 2001).

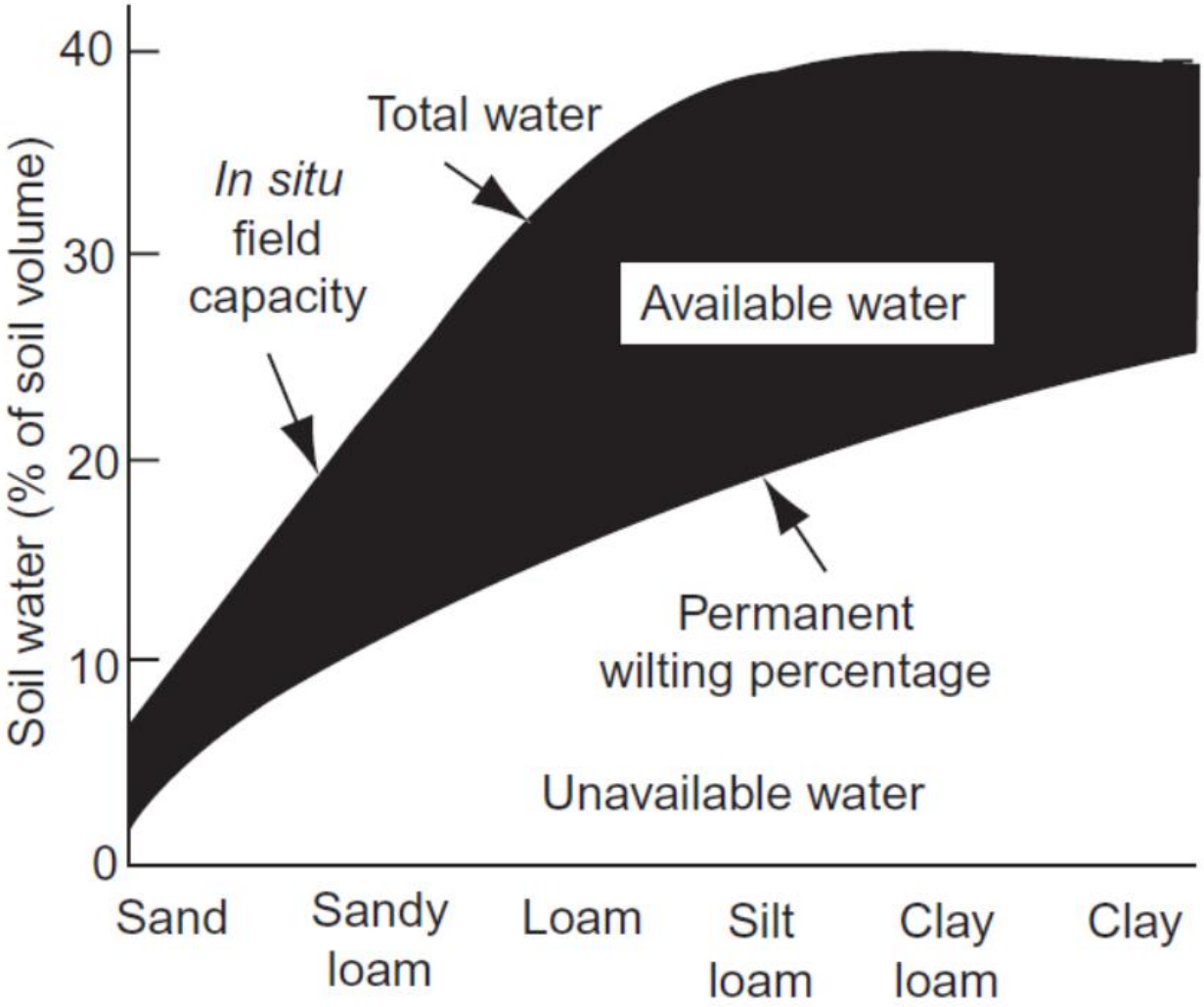


Figure 2-8 Capacité de rétention en eau et eau disponible à la végétation pour des sols de différentes textures. Tiré de Chapin III et al., (2011).

Humidité, topographie et érosion éolienne

L'érosion hydrique et éolienne sont deux contraintes importantes pour l'implantation de la végétation sur les digues de résidus miniers (Bussière et Guittonny, 2020; Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015). La proportion d'effets négatifs attribuables à l'un et l'autre de ces phénomènes dépend grandement des conditions environnementales. Dans les milieux arides, l'érosion éolienne tend à dominer tandis que dans les milieux où la pluviométrie est plus abondante, l'érosion hydrique est le phénomène le plus prévalent (Blight et Amponsah Da Costa, 2001). Bien que le domaine bioclimatique de la forêt boréale reçoive des quantités de précipitations importantes, le

phénomène d'érosion éolienne reste non négligeable sur des sites dégradés (Juge et Cossette, 2015). Ce phénomène dépend en grande partie de l'orientation des sites par rapport aux vents dominants (Tsoar et al., 2004; Zhang et al., 2018). L'influence de la pente sur le phénomène d'érosion éolienne est difficile à quantifier. Toutefois, les forces de cisaillement maximales sont généralement observées près de la crête des ouvrages de rétention (Blight et Amponsah Da Costa, 2001; Coffey et al., 1986). De plus, la vitesse des vents est également plus élevée sur la crête des ouvrages qu'en bas de pente (Blight et Amponsah Da Costa, 2001; Coffey et al., 1986). L'angle de la pente a également une influence sur l'érosion éolienne. Plus la pente est forte, plus les phénomènes d'érosion éolienne seront importants comparativement à une pente plus faible (Coffey et al., 1986). Tout comme pour l'érosion hydrique, le matériel déplacé par l'érosion éolienne tend à s'accumuler en bas de pente sous l'effet des forces gravitaires. On peut donc s'attendre à une perte de matière en haut de pente et à un gain de matière en bas de pente (figure 2-7) (Bussière et Guittonny, 2020; Chapin III et al., 2011; CRAAQ, 2013; Lafond et al., 1992; Moreno-de las Heras et al., 2010).

2.3.3 Migration des éléments nutritifs et des éléments traces métalliques

Forme des éléments nutritifs et ETM dans la solution de sol

Afin d'être disponibles pour les plantes, les éléments nutritifs doivent être présents sous forme ionique, et donc dissouts dans la solution de sol. Tout comme les éléments trace métalliques (ETM), la disponibilité des éléments nutritifs varie en fonction des conditions édaphiques, notamment le pH (figure 2-9), le potentiel redox et la teneur en eau (Brümmer et al., 1986; Carrillo-González et al., 2006; CRAAQ, 2013). Les ions sont principalement retenus à la surface de colloïdes d'origine argileuse ou organique, mais également sur des oxydes ou des carbonates (Brümmer et al., 1986; CRAAQ, 2013; Fijałkowski et al., 2012; Lafond et al., 1992). Les colloïdes sont de fines particules organiques ou argileuses possédant des surfaces de contact importantes ainsi que des charges électriques généralement négatives à leur surface. Ces charges sont directement liés à la CEC d'un sol (Lafond et al., 1992; Wallace et al., 2019). Leur présence explique pourquoi les sols agricoles et forestiers argileux sont généralement plus fertiles et productifs que les sols sableux (CRAAQ, 2013; Lafond et al., 1992). La présence de charges négatives à la surface des colloïdes permet la rétention des éléments nutritifs présents dans la solution de sol sous forme cationique (ammonium,

potassium, calcium, magnésium, manganèse, fer, etc.), des ions H+, mais aussi de divers contaminants (aluminium, cuivre, plomb, mercure, cadmium, sodium, etc.) (CRAAQ, 2013; Fijałkowski et al., 2012; Lafond et al., 1992; Liu et al., 2017). Certains colloïdes, d'origine organique, ont des charges positives qui leur permettent de retenir des anions, notamment du nitrate, du phosphate, du soufre sous diverses formes, du chlore et de l'arsenic sous certaines formes (CRAAQ, 2013; Lafond et al., 1992; Martin et al., 2014).

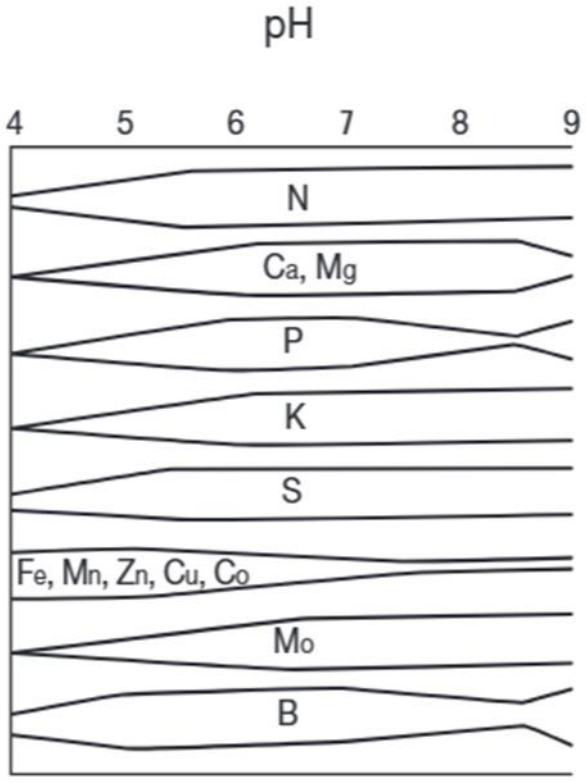


Figure 2-9 Disponibilité des principaux éléments nutritifs en fonction du pH. Adapté de CRAAQ (2013)

Perte des éléments nutritifs et ETM

En absence d'une quantité suffisante de sites de rétention, les nutriments dissous dans l'eau migrent de façon verticale (lessivage), en profondeur dans le sol ou encore de façon horizontale (ruissellement), vers le bas de pente (CRAAQ, 2013). Le potentiel de perte d'éléments nutritifs ou de migration de contaminants dans les pentes varie donc en fonction de la présence de colloïdes, mais également de la concentration des ions dans la solution de sol et des précipitations. Les pertes se produisent généralement en absence de colloïdes ou en présence de forte saturation en bases sur

les colloïdes (Brümmer et al., 1986; CRAAQ, 2013; Kleinman et al., 2006). La présence de minéraux argileux dans les résidus miniers de mine de fer dépend de la minéralogie du gisement exploité (Carmignano et al., 2021). Les résidus miniers de la région de Fermont/Labrador Ouest contiennent moins de 5 % d'argile et ne contiennent pas de matière organique (Juge et al., 2021).

Enrichissement en bas de pente

En milieux naturels, on peut parfois observer un enrichissement des sols situés en bas de pente, signe que le surplus d'éléments nutritifs présents dans la solution de sol a migré sous l'influence de l'eau (Lafond et al., 1992). Des études réalisées en arctique ont démontré que la migration d'éléments nutritifs a un effet significatif sur la végétation située plusieurs mètres plus bas (Oberbauer et al., 1989; Pedersen et al., 2022). Le ruissellement ou le lessivage d'éléments nutritifs, tels que le phosphore et l'azote, sont aussi à l'origine de problèmes environnementaux tels que l'eutrophisation et la pollution des cours d'eau (Chapin III et al., 2011; CRAAQ, 2013).

2.3.4 Migration des semences

Stratégies de dispersion

Au cours de leur évolution, les plantes ont développé des stratégies de dispersion des graines afin de pouvoir assurer la survie de leur espèce. Plusieurs plantes produisent des fruits qui sont mangés par les animaux, ou des graines munies de structures pouvant se fixer à leur poil. D'autres plantes ont des graines portant des ailettes, des aigrettes ou des samares, et sont dispersées par le vent. Certaines ont des graines qui flottent et sont dispersées par l'eau (Chambers et MacMahon, 1994). Il existe même des plantes capables de projeter leurs graines, ou qui nécessitent la présence d'un feu pour les relâcher (Chambers et MacMahon, 1994; Lafond et al., 1992). Cependant, plusieurs végétaux dépendent simplement de la gravité pour la dispersion de leurs semences (Chambers et MacMahon, 1994; Howe et Smallwood, 1982). Ce phénomène est appelé barochorie (Gouvernement du Québec, 2008).

Dispersion primaire

Le mouvement des graines de plantes peut être décrit en deux temps. La dispersion primaire décrit le mouvement de la semence entre le plant mère et la première surface sur laquelle elle se retrouve. Cette première dispersion se produit généralement sur une distance relativement courte (Chambers et MacMahon, 1994). La présence d'une pente, si l'on fait abstraction de son influence sur le comportement de la faune (Porter et al., 2002), influence essentiellement les plantes se servant de la gravité comme mécanisme de dispersion primaire (Chambers et MacMahon, 1994). En effet, ces plantes n'ont pas la capacité de migrer vers le haut de la pente et sont donc contraintes à coloniser vers le bas de la pente. Plusieurs espèces de plantes herbacées, notamment des Légumineuses, se dispersent par barochorie (Howe et Smallwood, 1982; Zona, 2017).

Dispersion secondaire

La dispersion secondaire constitue le mouvement de la graine à partir de son emplacement initial, suite à la dispersion primaire, jusqu'à son emplacement final. Dans ce cas-ci, l'influence de la pente est importante pour les déplacements par gravité ainsi que par l'eau. Dans les deux cas, le mouvement des semences se produit vers le bas de pente (Cerdà et García-Fayos, 1997; Chambers et MacMahon, 1994). La présence de structures à la surface des graines peut contribuer à limiter le mouvement secondaire des semences (Cerdà et García-Fayos, 1997). La rugosité, ou microtopographie est également une variable importante lors de la dispersion secondaire (Chambers et MacMahon, 1994). L'influence de la microtopographie a notamment été mise en évidence dans un contexte de restauration écologique (Bochet et García-Fayos, 2004; Pinno et Errington, 2015).

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

3.1 Description du site

La ville de Fermont se trouve au cœur de la zone boréale, dans la sous-zone de la Taïga et dans le domaine bioclimatique de la pessière à lichens (Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 2003). Bien que peu d'information existe sur les types de sols rencontrés dans la région, l'organisme de bassin versant (OBV) de Duplessis (2011) mentionne que la plupart des sols sont de type podzolique. À l'échelle plus locale, le type de sol peut varier notamment en fonction de caractéristiques comme le drainage ou l'altitude. La région reçoit en moyenne 840 mm de précipitations par an. La moyenne des températures annuelles se situe aux alentours de -3,1 degrés Celsius et il y a en moyenne 95 jours sans gel répartis entre juin et septembre (Environnement et Changement climatique Canada, 2022). Ces conditions météorologiques correspondent à la zone de rusticité 0b (Natural Resources Canada, 2022).

La mine de fer du Mont-Wright (52◦48′ N, 67◦21′ W), aujourd'hui exploitée par la compagnie ArcelorMittal Exploitation minière Canada s.e.n.c, est en exploitation depuis 1974 (WSP, 2017). La mine se situe à environ 20 km à l'ouest de la ville de Fermont (figure 3-1) et les activités s'étendent sur un territoire d'environ 79 km^2. La mine produit annuellement plus de 26 millions de tonnes de concentré de minerai de fer à une teneur de 66,2 % (WSP, 2022). Selon les plus récentes estimations, il resterait suffisamment de ressources pour permettre l'exploitation du site pendant encore 30 ans. Le dernier plan de restauration de la mine produit en 2022 mentionne que l'exploitation de la mine du Mont-Wright produira environ 47 Mt de résidus par an pour l'horizon 2023-2027 (WSP, 2022).

La formation géologique du Mont-Wright est constituée principalement d'hématite de fer spéculaire et de quartz. Le résidu produit à la suite de la concentration du minerai de fer est un sable siliceux. Ce résidu est considéré à faible risque et ne présente pas de potentiel de génération d'acide (WSP, 2017).

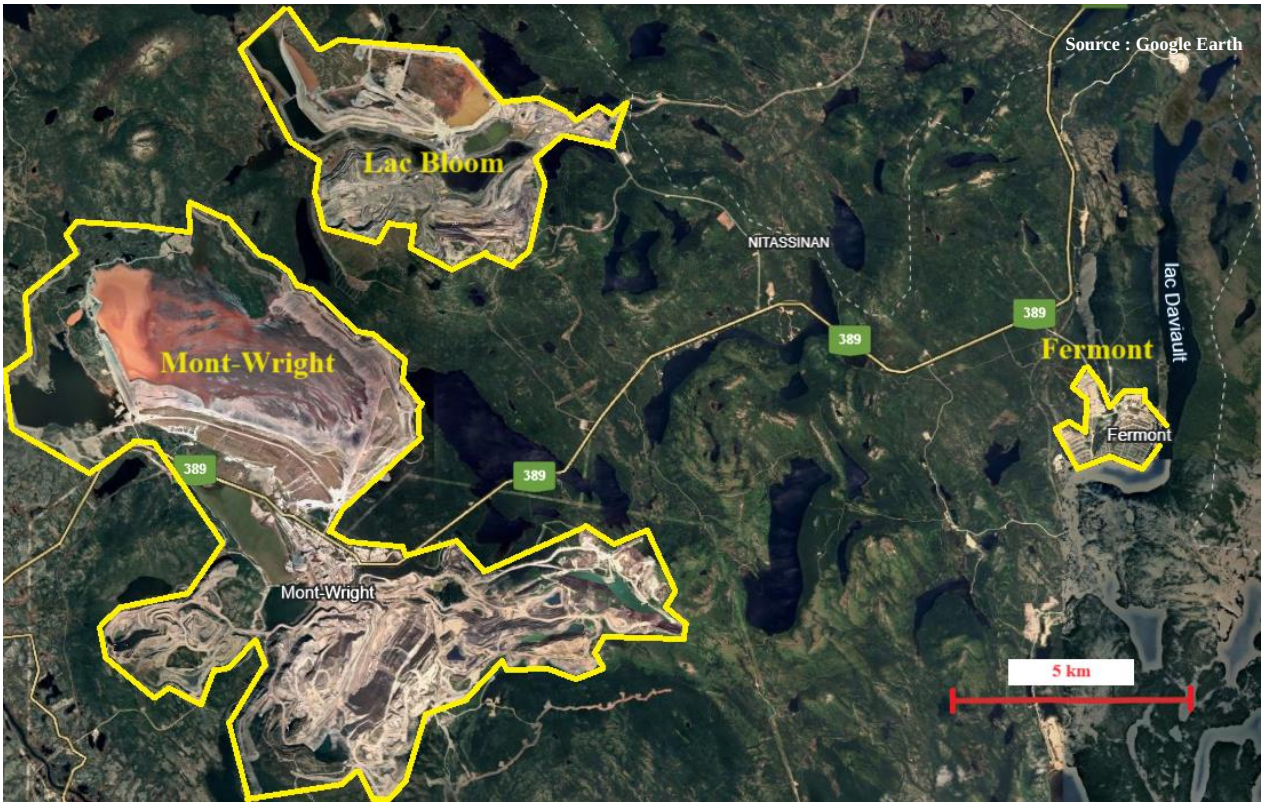


Figure 3-1 Carte présentant la ville de Fermont à l'est, la mine du Mont-Wright à l'ouest et la mine du Lac Bloom au nord-ouest.

3.2 Dispositif expérimental

3.2.1 Localisation du dispositif

Le parc à résidus Hesse est situé au nord de la route nationale 389 à la hauteur de la mine du Mont-Wright. Ce parc à résidus d'environ 20 km^2 accueillait annuellement plus de 42 000 000 tonnes de résidus miniers sableux en 2016 (WSP, 2017). Il est contenu au sud-ouest par le barrage A. Le barrage A se situe également en amont hydraulique du bassin B+ servant à la récupération des eaux de procédé (WSP, 2017). D'une hauteur verticale maximale d'environ 50 m, et présentant une pente de 3 dans 1 sur la majorité de sa face aval, le barrage A (figure 3-2) est constitué d'un cœur étanche en moraine et est recouvert à sa surface par des résidus miniers produits sur le site (ArcelorMittal Exploitation minière Canada, s.d.; WSP, 2016). Le dispositif expérimental se situe sur la face aval de ce barrage et couvre une superficie d'environ 0,9 hectare.

Figure 3-2 Barrage A situé dans le parc à résidus Hesse de la mine du Mont-Wright à Fermont.

La superficie hydroensemencée s'étend entre 0m et environ 51 m de distance mesurée parallèlement à la pente et occupe une largeur totale d'environ 170 mètres. Quatre parcelles témoins ont été sélectionnées dans le cadre de cette étude. La première se situe dans un fossé directement au bas du barrage à environ 80 mètres du centre du dispositif expérimental. L'emplacement du témoin 2 est un site typique de la forêt boréale avoisinante. Il est situé à l'ouest du chemin d'accès menant au barrage A à environ 120 m du dispositif. Le témoin 3 est aussi situé sur le chemin d'accès du barrage A, à environ 700 m au sud-sud-est du dispositif expérimental. Ce site est constitué d'une butte de mort-terrain non ensemencée. Le témoin 4 est situé à proximité du bassin B+. Ce site témoin est constitué de mort-terrain qui a été hydroensemencé à l'été 2022 avec le mélange Hydro NORCO 2022. La figure 3-3 présente l'emplacement des parcelles témoins sur le site expérimental.

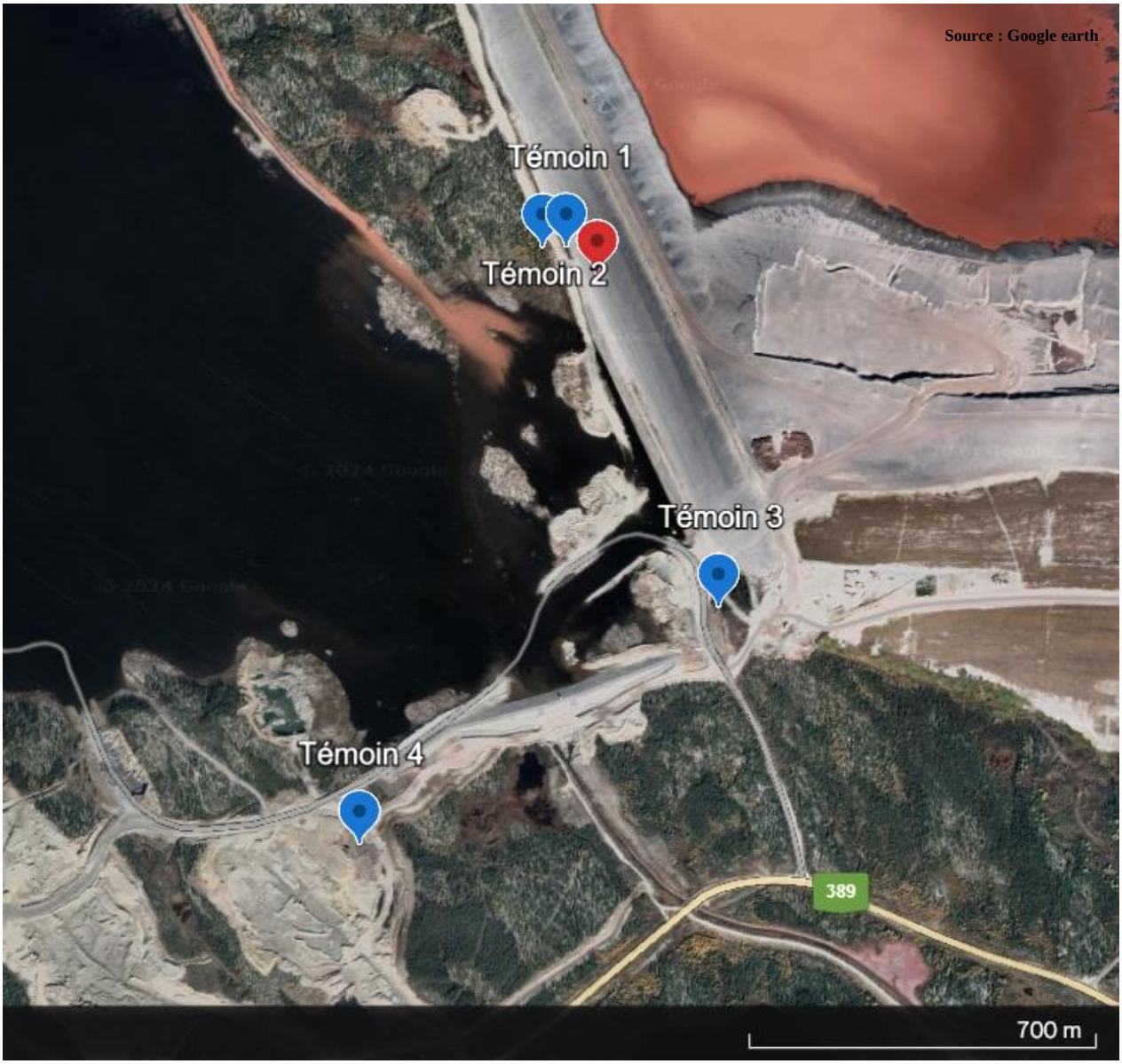


Figure 3-3 Emplacement du dispositif expérimental (rouge) et des parcelles témoins (bleu) sur le site minier de la Mine du Mont-Wright.

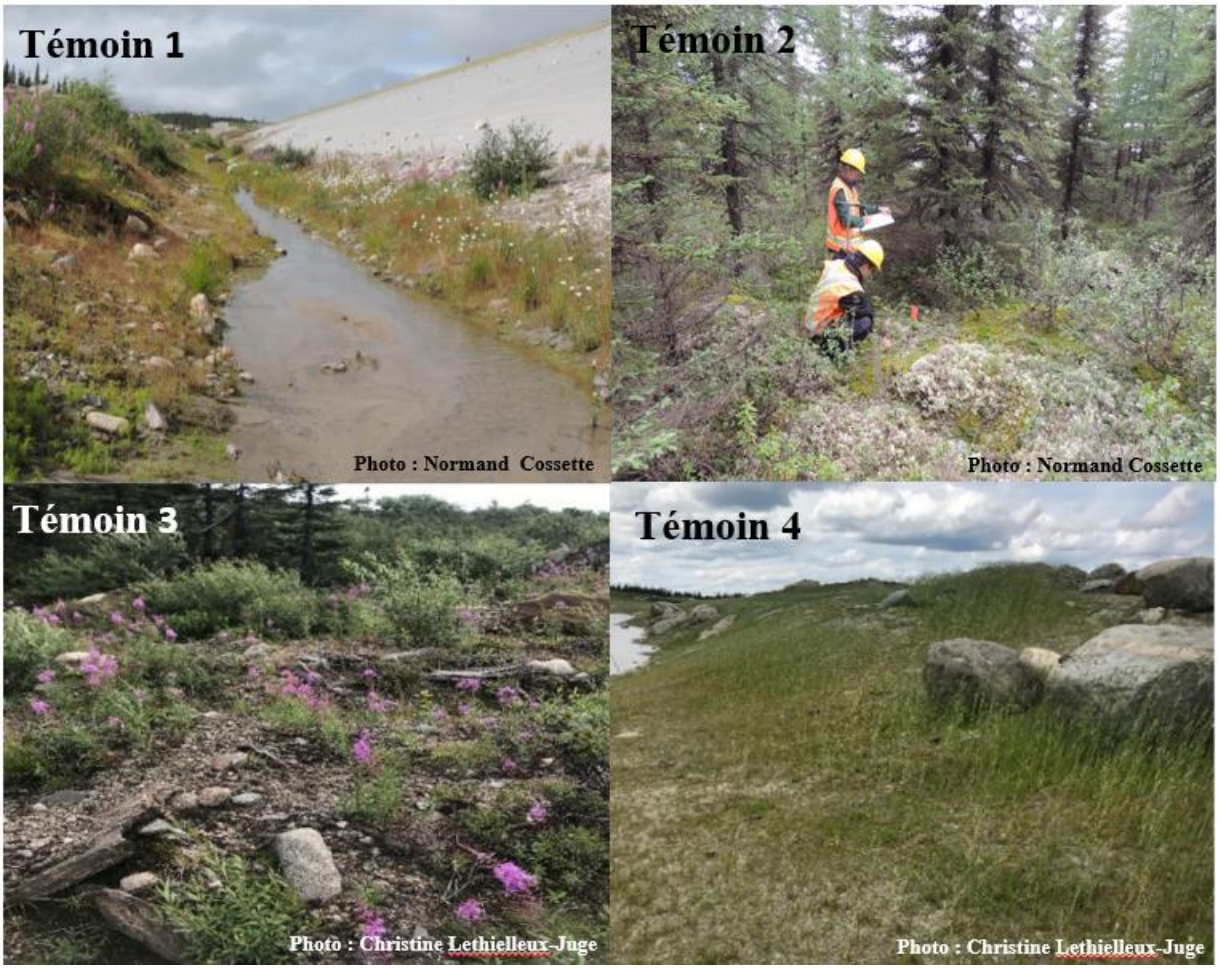


Figure 3-4 Illustrations des différents sites témoins caractérisés

3.2.2 Description du dispositif

Le dispositif expérimental est un dispositif en blocs complets aléatoires, constitué de 36 parcelles de 7 m de long et de 10 m de largeur (figure 3-5). Il est séparé en quatre blocs (bloc 1, 2, 3 et 4, répétitions) de 9 parcelles. Chaque bloc est lui-même séparé en trois sous-blocs comportant 3 parcelles contiguës. Les sous-blocs sont situés à trois hauteurs différentes. Ceux en bas de pente (BP) sont situés entre 0 m et 7 m du bas du barrage, tandis que les sous-blocs en milieu (MP) et haut de pente (HP) sont situés entre 17 m et 24 m et entre 34 m et 41 m du bas du barrage respectivement. Chaque sous-bloc est séparé par un espace tampon de 10 m mesuré parallèlement à la pente ainsi qu'en largeur. Une bordure de 10 m de largeur autour du dispositif a aussi été établie afin de limiter l'influence de l'érosion éolienne et hydrique sur les parcelles expérimentales. Le

milieu du dispositif a été identifié avec des piquets de bois afin de faciliter la procédure d'hydroensemencement.

L'attribution du nombre de couches de bouillasse d'hydrosemis a été tirée au hasard pour chaque sous-bloc de façon à appliquer 1, 2 ou 3 épaisseurs d'hydrosemis pour les parcelles situées dans un même sous-bloc (figure 3-5). Les espaces entre les blocs ainsi que la bordure de sécurité ont été ensemencés avec trois couches de bouillasse d'hydrosemis. Chaque parcelle correspond donc à un bloc (4 répétitions) × sous-bloc (3 hauteurs de pente) × nombre de couches de bouillasse d'hydrosemis (3), pour un total de 36 parcelles.

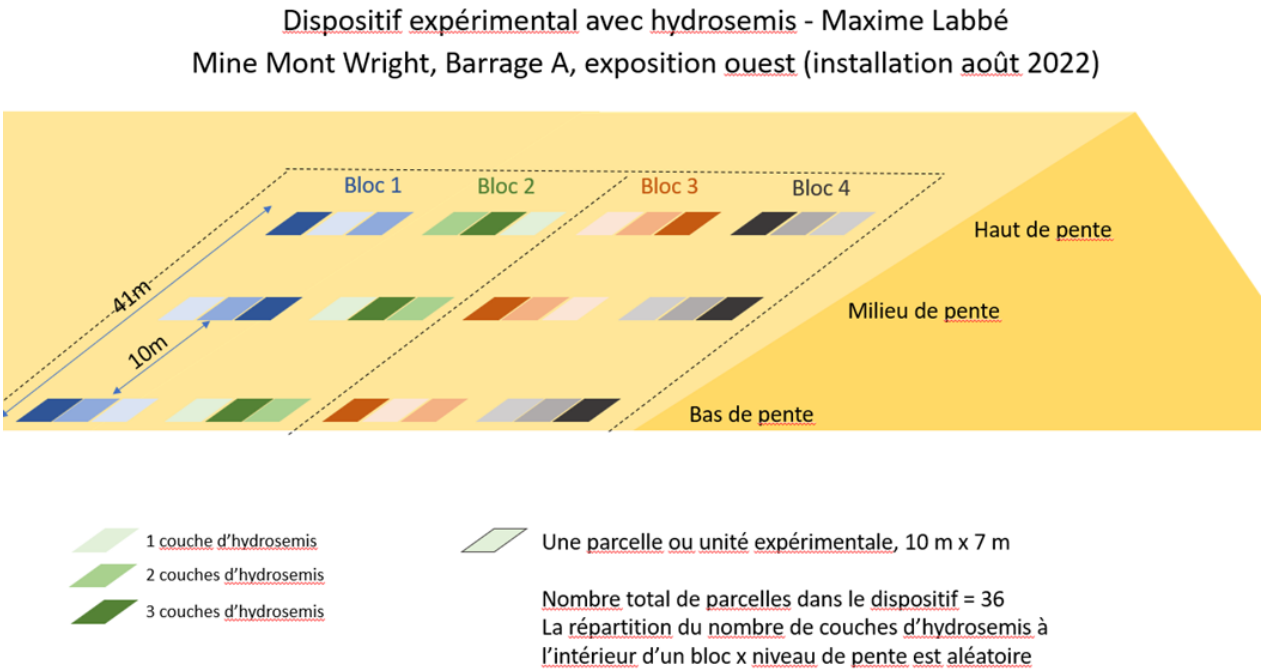


Figure 3-5 Plan du dispositif expérimental réalisé sur la face ouest du barrage A de la mine du Mont-Wright

3.2.3 Description du matériel utilisé

Les parcelles expérimentales ont étés ensemencées le 13 et le 14 août 2022 avec un hydrosemoir Easylawn C330 produit par EPIC Manufacturing, lequel est monté sur un camion articulé 6 X 6 de modèle A40 produit par Volvo (figure 3-6) (Irrigation NORCO Inc., 2021). La capacité nominale de la cuve de l'hydrosemoir est de 12 490 L et 6 brassées ont été utilisées afin de couvrir une surface d'environ 0,9 ha. Le mélange d'hydrosemis développé par Irrigation NORCO contient essentiellement des paillis, des fertilisants, des semences et de l'eau. Les paillis composent la

majorité de la matière sèche utilisée dans le mélange. De la fibre de bois « Profile Wood », du papier recyclé « Hydra-mulch » ainsi que des granules de bois « Ambiance » sont utilisés en proportions variables. Ce sont les paillis qui sont responsables de la couleur verte caractéristique de la bouillasse d'hydrosemis puisque certains de ceux-ci contiennent des colorants biodégradables. Les différents fertilisants utilisés permettent un bon démarrage des cultures ensemencées et ont un effet persistant de quelques saisons sur la fertilité du substrat. Un engrais de démarrage (18-37-7) riche en phosphore et en azote est complémenté d'un engrais riche en potassium (0-0-60), de sulfate de potasse magnésique (0-0-18) et de fumier de poules pondeuses (5-3-2). Le mélange contient également un polyacrylamide qui agit à titre de colle et permet à la bouillasse de mieux tenir en place une fois appliquée. Un inoculant mycorhizien contenant 500 spores par gramme de *Rhizophagus irregularis* est aussi ajouté au mélange.

Figure 3-6 Hydrosemoir utilisé (droite) lors de l'ensemencement des parcelles expérimentales les 13 et 14 août 2022.

3.2.4 Espèces végétales ensemencées

Deux mélanges de semences ont été utilisés lors de l'ensemencement des parcelles expérimentales. Chaque cuvée de bouillasse recevait 75 kg du mélange Hydro-Norco 2022 et 25 kg du mélange RAHSAM 2022. Les proportions massiques globales de chacun des végétaux de ces mélanges une fois combinés sont présentées à l'annexe A. Les Graminées représentent environ 60 % du mélange final, tandis que les Légumineuses et les Brassicacées représentent environ 30 % et 10 % respectivement. Le mélange de semences utilisé dans le cadre de cette étude contient des plantes annuelles, une plante bisannuelle et des plantes vivaces. Les plantes annuelles utilisées ont une croissance rapide et agissent à titre de plantes abris pour l'implantation des espèces à croissance plus lente. Les plantes vivaces assurent une colonisation des parcelles à long terme et sont responsables de l'amélioration des conditions du substrat, notamment par l'entremise d'associations symbiotiques (Juge et al., 2021).

Le mélange Hydro-Norco est le mélange qui est habituellement utilisé pour l'hydroensemencement dans le cadre des travaux de l'entreprise. Ce mélange contient environ 80 % de Graminées, 15 % de Légumineuses et 5 % de Brassicacées. Le mélange RAHSAM est un mélange de semences utilisé lors du réensemencement de parcelles qui ont déjà été hydroensemencées. Ce mélange contient uniquement des Légumineuses (environ 85 %) et des Brassicacées (environ 15 %). L'utilisation du mélange RAHSAM dans des proportions de 25 % permet donc de doubler les quantités de Légumineuses et de Brassicacées lorsqu'on les compare avec les quantités normalement présentes dans le mélange Hydro-Norco.

3.3 Mise en place du dispositif

Le 2 août 2022, les futures parcelles expérimentales de 10 m par 7 m ont été délimitées à l'aide d'un ruban à mesurer et identifiées avec des drapeaux de construction. Les couleurs jaune, orange et bleues ont été utilisées pour identifier les parcelles devant recevoir respectivement une, deux et trois couches d'hydrosemis. Quatorze échantillons composites de sol ont été collectés, soit un pour chaque sous-bloc ainsi que pour les deux parcelles témoins situées de part et d'autre du chemin d'accès en bas du barrage. Pour ce faire, un coup de tarière de 15 cm de profondeur a été réalisé pour prélever un échantillon au centre de chaque parcelle. Les échantillons des trois parcelles d'un

même sous-bloc ont été combinés pour former un échantillon composite représentatif pour chaque sous-bloc. Un échantillon issu de trois coups de tarières a également été prélevé pour les parcelles témoin 1 et 2.

Des bâches en polythène, découpées en rectangles de 10 m par 7 m, ont été utilisées sur les parcelles devant recevoir une ou deux couches de bouillasse. Ces bâches ont été installées le 12 et le 13 août 2022. Des broches d'aluminium ont été utilisées afin de maintenir les bâches en place. L'hydroensemencement a été réalisé le 13 et le 14 août 2022 (figure 3-7). Lors des journées d'hydrosemis, la cuve de l'hydrosemoir était remplie environ au quart avec de l'eau avant de commencer la préparation de la cuvée. L'hydrosemoir était alors démarré et les ingrédients était ajoutés et agités en même temps que l'eau était pompée dans la cuve. Une fois le mélange terminé, l'hydrosemoir était déplacé jusqu'au dispositif. L'opérateur procédait ensuite à l'épandage du contenu de la cuve de l'hydrosemoir sur la moitié du dispositif, de façon à ce que chaque demi-dispositif reçoive trois cuvées. Ce faisant, chaque cuvée d'hydrosemis épandue représentait une couche pour le demi-dispositif récepteur. La portion située au sud-sud-est du dispositif était ensemencée en premier, suivie de la portion au nord-nord-ouest. Cinq cuvées ont été épandues le 13 août 2022, soit trois cuvées pour la portion sud-sud-est du dispositif et deux cuvées sur la portion nord-nord-ouest. Un problème de machinerie au moment du rinçage de la cuve suite à l'épandage de la cinquième cuvée à contraint l'équipe à reporter la fin de l'ensemencement du dispositif, soit la troisième et dernière couche de la portion nord-nord-ouest du dispositif, au matin du 14 août 2022. Les conditions météorologiques ont été semblables pour les deux journées d'ensemencement, soit un ciel dégagé et des vents très faibles. Deux types d'embouts étaient utilisés au moment d'épandre la bouillasse. Un premier embout, ayant une restriction importante et donc une plus grande portée, était d'abord utilisé afin d'atteindre les extrémités de la demi-parcelle. Une fois les zones éloignées ensemencées, l'opérateur changeait d'embout pour un embout en biseau, possédant une portée moins importante. Cet embout était utilisé pour ensemencer la portion de la demi-parcelle qui se trouvait à proximité de l'hydrosemoir. Cette procédure était répétée plus d'une fois par cuvée de façon à obtenir le recouvrement le plus uniforme possible. Après chaque application de bouillasse, les bâches en polyéthylène disposées sur les parcelles devant recevoir une couche à la prochaine cuvée étaient balayées puis retirées en prenant soin de ne pas circuler sur les parcelles déjà ensemencées. La bouillasse balayée formait ainsi une sorte de bourrelet au bas des parcelles ayant reçu une ou deux couches d'hydrosemis.

L'ensemble des opérations associé à l'épandage d'une cuvée représentait entre 1 heure et 2 heures de travail à 3 personnes.

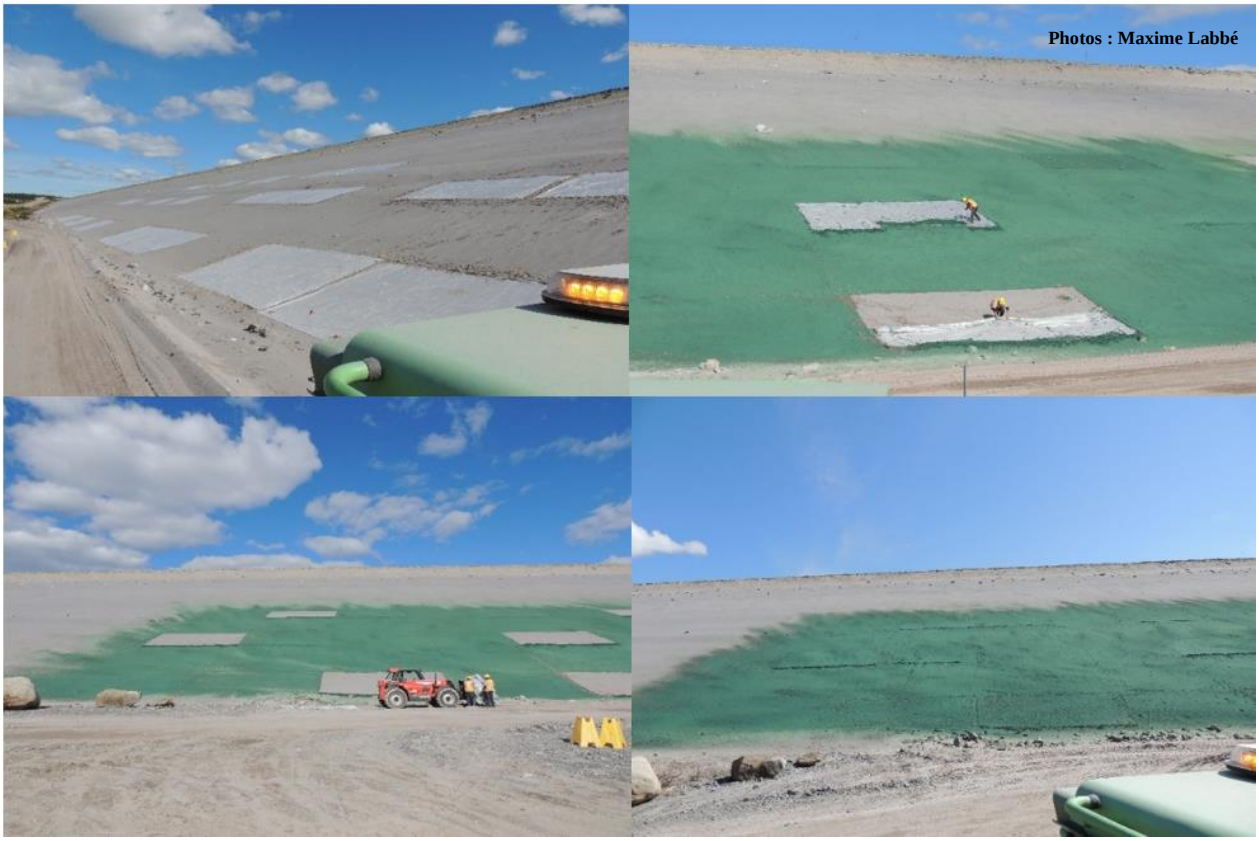


Figure 3-7 Mise en place du dispositif expérimental les 13 et 14 août 2024.

3.4 Caractérisation initiale des substrats

3.4.1 Propriétés agronomiques

Les échantillons composites de résidus avant hydroensemencement dans chacun des sous-blocs (16) ainsi que de sol dans les deux sites témoins situés à l'extérieur du dispositif ont été séchés à l'étuve à une température de 60 degrés. Une portion de chacun des échantillons a été envoyée au laboratoire environnemental de l'Université de Lakehead (LUEL) situé à Thunder Bay. Ce laboratoire a été mandaté pour procéder à plusieurs analyses chimiques. Le pH eau, le pH tampon et la conductivité électrique ont été réalisés selon les méthodes décrites dans le rapport Nor-X-319 (Kalra et Maynard, 1991). Le carbone organique total et l'azote total ont été analysés par combustion selon la méthode EPA 440.0 (Zimmermann et al., 1997). Divers éléments, soit l'Ag, Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, S, Se, Sn et Zn ont été analysés par

une digestion acide au micro-ondes suivi d'une analyse ICP-AES selon la méthode EPA 3051A (U.S. EPA., 2007). Le mercure total a quant à lui été analysé selon la méthode EPA 1631E (U.S. EPA., 2002). Presque tous les métaux et métalloïdes apparaissant à l'annexe 1 du guide d'intervention pour la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb et Zn) présentaient des concentrations inférieures au critère de teneur de fond (A) pour la sous-province de la fosse du labrador (Beaulieu, 2021). Puisque les valeurs obtenues pour l'Ag se situent sous le seuil de détection de 5 µg/g et que la valeur du critère A se situe à 0,8 µg/g, il est impossible de statuer quant au dépassement du critère A pour cet élément. L'annexe B présente les résultats obtenus et les valeurs seuils pour le critère A. Également, les analyses préliminaires ont démontré que la teneur en N se situait sous le seuil de détection tandis que la teneur en carbone organique se situait aux alentours de 0,01 %. Le pH moyen pour l'ensemble des sous-blocs se situait aux alentours de 7,6 tandis que la conductivité électrique moyenne était de 8,3 µS/cm.

3.4.2 Distribution granulométrique et densité relative des grains

L'autre portion des échantillons composites a servi aux analyses granulométriques par tamisage ainsi que par granulométrie au laser. Ces analyses ont été réalisées conformément à la méthode d'analyse MA. 100 - gran. 2.0 du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2015a) dans les locaux de l'unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM) à l'hiver 2023. Chaque échantillon était d'abord homogénéisé puis séparé dans un séparateur à échantillon de marque Gilson. L'échantillon était ensuite introduit dans des tamis empilés de façon que l'échantillon circule dans les tamis ayant des mailles de plus en plus fines. Les tamis utilisés avaient des mailles de 5 mm, 2,5 mm, 1,25 mm, 630 µm, 315 µm, 160 µm et 80 µm. Une fois l'échantillon déposé dans le tamis du haut, la pile de tamis était installée sur un tamiseur de type Ro-Tap pendant 20 minutes. Après le tamisage, les fractions recueillies sur chacun des tamis étaient pesées séparément puis notées. Le contenu des tamis de moins de 315 µm était ensuite recombiné puis homogénéisé sur une feuille de papier de 1 m^2 avant d'être entreposé dans un sac en plastique hermétique.

La densité relative des grains de moins de 315 µm de diamètre a été déterminée à l'aide d'un pycnomètre à hélium de modèle Ultrapyc 1200e. Puis, des analyses granulométriques plus

poussées ont été réalisées sur les particules d'échantillons de diamètre inférieur à 315 µm à l'aide d'un appareil Malvern Master Sizer 3000. L'échantillon était dispersé dans de l'eau distillée et ajoutée dans le module de dispersion d'échantillon Malvern Hydro lv jusqu'à l'obtention d'une obscuration entre 10 et 18 %. L'agitateur était réglé à environ 2000 rpm et les ultrasons étaient réglés en mode continu à environ 50 %. L'analyse de l'échantillon était terminée lorsque 3 répétitions, excluant la première, présentaient un écart-type relatif (ETR) de moins de 5 %. Le module de dispersion des échantillons subissait un cycle de nettoyage étendu ainsi qu'une séquence de pré-nettoyage avant d'accueillir le prochain échantillon à analyser. Pour l'ensemble des échantillons, le D_{10} variait entre 115 et 130 µm environ. Le D_{60} moyen était d'environ 405 µm (annexe C). Moins de 10 % des particules recueillies sur le dispositif appartiennent aux classes granulométriques argileuses ou silteuses et plus de 90 % des particules appartiennent à la classe des sables, soit entre 50 µm et 2 mm selon le U.S. Department of Agriculture (United States. Division of Soil Survey, 1993).

3.4.3 Densité apparente

La méthode du cône de sable a été utilisée pour déterminer la masse volumique sèche des résidus en place dans le dispositif. L'appareil et son calibrage étaient conformes à la Norme nationale du Canada CAN/BNQ 2501-060/2011 R2017 (Bureau de normalisation du Québec, 2017). Quatre mesures ont été prises en septembre 2023 à l'extérieur des quatre coins du dispositif dans des résidus non ensemencés. Le protocole de prise de mesure a dû être adapté afin de composer avec la pente présente sur le barrage A. Une plateforme d'environ 30 cm par 30 cm était excavée à l'aide d'une pelle carrée afin d'accueillir la plaque de base sur une surface relativement nivelée. Un trou d'une profondeur de 15 à 20 cm et d'un diamètre semblable à celui de l'ouverture présente au centre de la plaque de base était ensuite réalisé. Le substrat excavé était entreposé dans un sac de masse connue. Une masse de sable de référence ayant été pesée préalablement était ensuite insérée dans la bouteille agissant à titre de réservoir pour le cône de sable. La valve était ensuite ouverte et refermée une fois le trou rempli. Le sable restant contenu dans la bouteille était remis dans un sac préalablement pesé. Les sacs étaient ensuite pesés au retour du terrain. Le substrat excavé a été séché à 60 degrés Celsius dans une étuve avant d'être pesé. Bien que la modification du protocole ait potentiellement créé un biais vis-à-vis des données obtenues, la densité apparente sèche semblait

supérieure en bas de pente (3300 kg/m^3 et 2600 kg/m^3) qu'en haut de pente (1400 kg/m^3 et 1900 kg/m^3). Le taux d'humidité du substrat excavé variait entre 2,9 % et 4,9 % (annexe D).

3.5 Suivi à la fin de la 2e saison après ensemencement

Tel que mentionné à la section précédente, le dispositif expérimental a été hydroensemencé les 13 et 14 août 2022. L'échantillonnage et la prise de mesure post-ensemencement ont été réalisés les 8 et 9 septembre 2023.

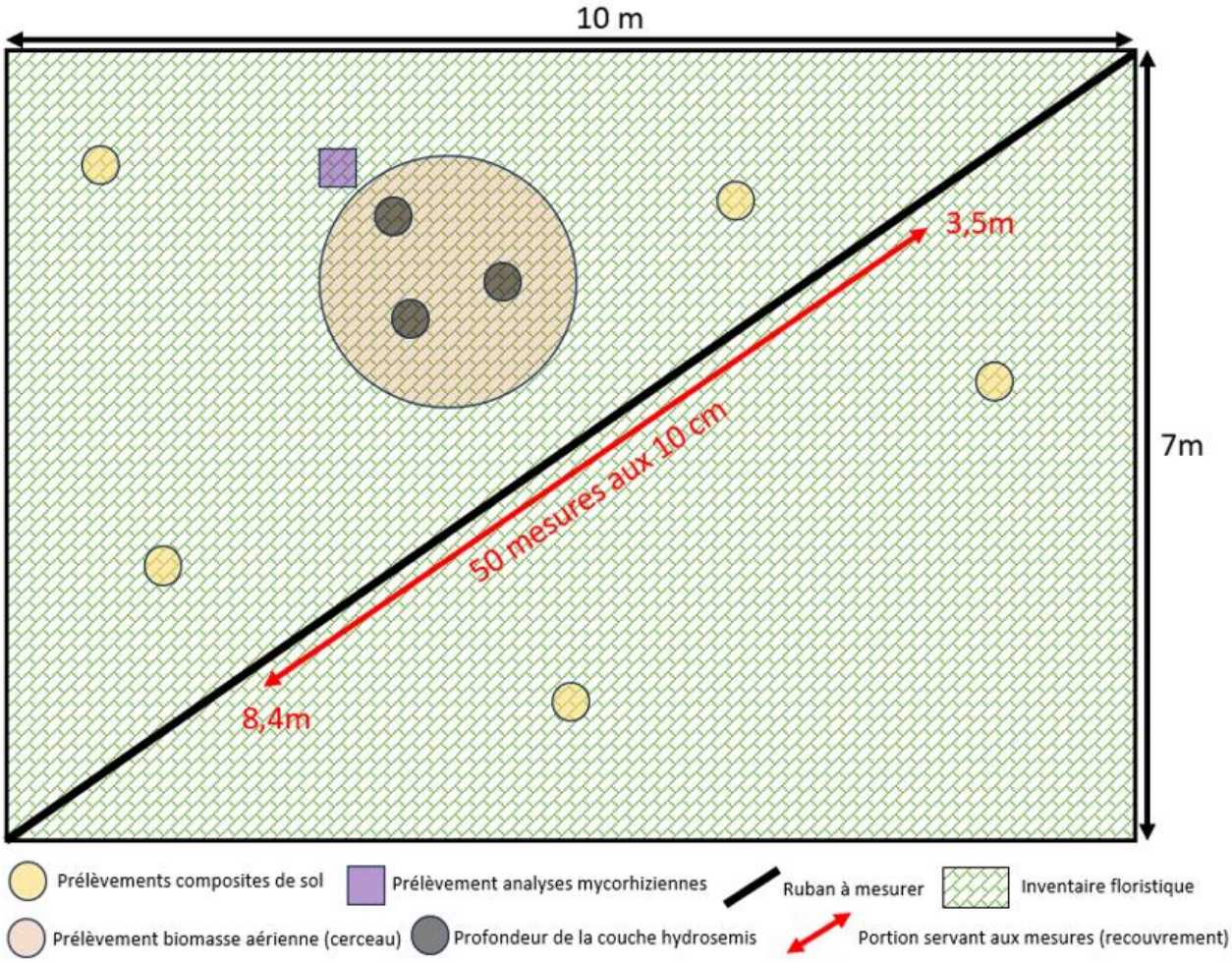


Figure 3-8 Représentation schématique des travaux réalisés sur chaque parcelle expérimentale de 7 m x 10 m en septembre 2023.

Figure 3-9 Prises de mesure en train d'être réalisée dans une parcelle située en haut de pente lors de l'échantillonnage en septembre 2023.

3.5.1 Inventaires biologiques et état général des parcelles

La végétation contenue dans chacune des 36 parcelles expérimentales a fait l'objet d'un suivi approfondi. Chaque parcelle était d'abord soumise à un inventaire exhaustif (c'est-à-dire sur toute la surface de 70 m^2) et toutes les espèces végétales ensemencées ou adventices présentes étaient documentées (figures 3-8 et 3-9). La présence de carpophores de champignons saprophytes macroscopiques, de fientes de Bernaches du Canada (*Branta canadensis*) ou la présence de zones fortement affectées par l'érosion hydrique ou le broutage des bernaches ont également été relevées à cette étape.

3.5.2 Recouvrement de la végétation et accumulation de résidus

Le couvert végétal était ensuite évalué sur un transect diagonal reliant le coin supérieur droit de la parcelle au coin inférieur gauche lorsque vu du bas de pente (figures 3-8 et 3-9). Un total de 50 mesures à un intervalle de 10 cm ont été réalisées selon la méthode des points de contact (Jonasson, 1988), soit la portion comprise en 3,5 m et 8,4 m sur le ruban à mesurer. Pour chaque point échantillonné, les espèces végétales présentes ainsi que les conditions de substrat à la surface du sol, soit la présence de la matrice d'hydrosemis ou encore une accumulation de résidus miniers, étaient notées (figure 3-10). La valeur des différents paramètres était ensuite extrapolée en pourcentage selon la formule suivante :

$$\left(\frac{Nombre\ de\ points\ de\ contacts\ recensés\ pour\ une\ variable\ x\ dans\ une\ parcelle\ y}{Nombre\ de\ mesures\ réalisées\ dans\ la\ parcelle\ y}\right) \times\ 100\ \% = \%\ de\ recouvrement\ de\ la\ variable\ x\ pour\ la\ parcelle\ y$$

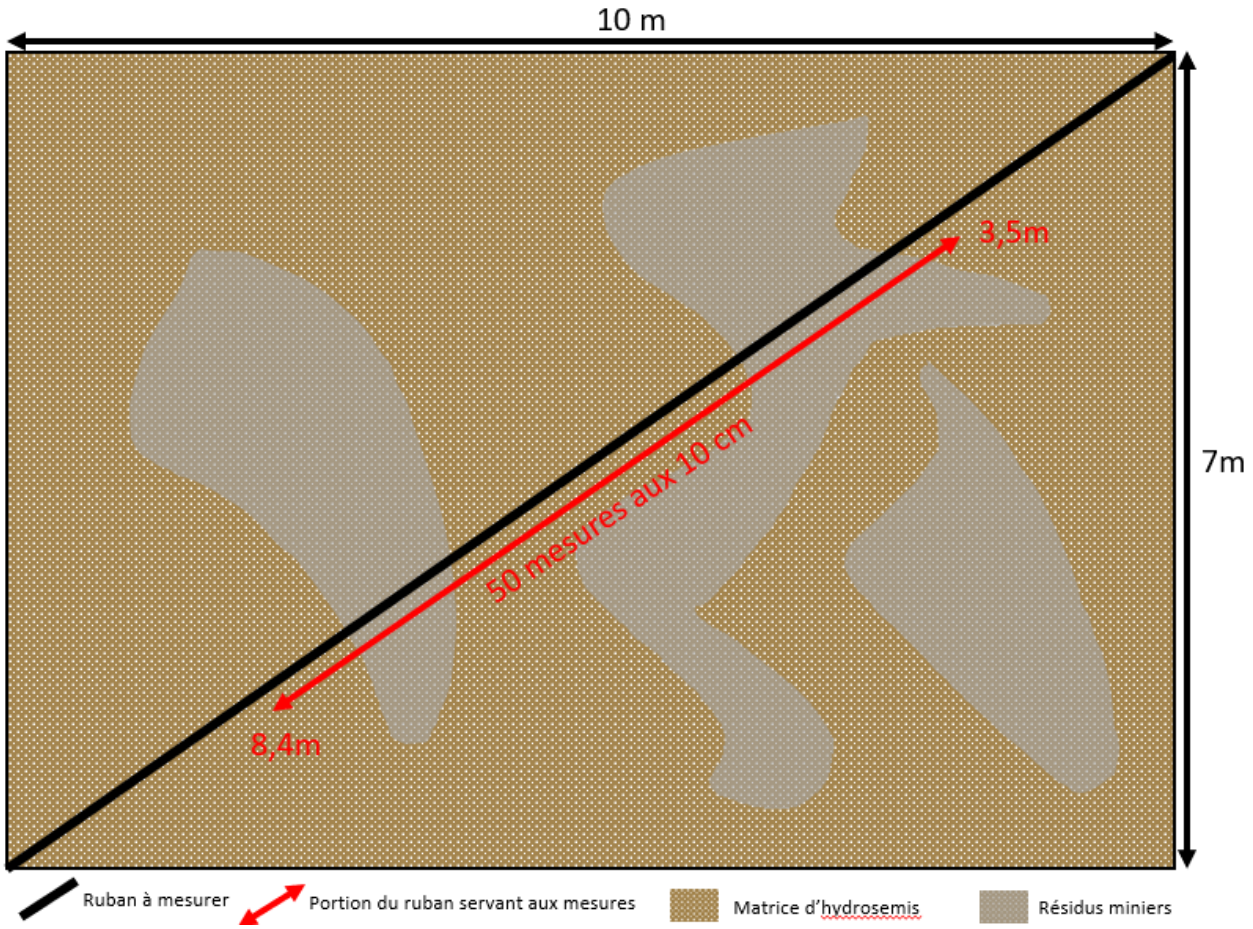


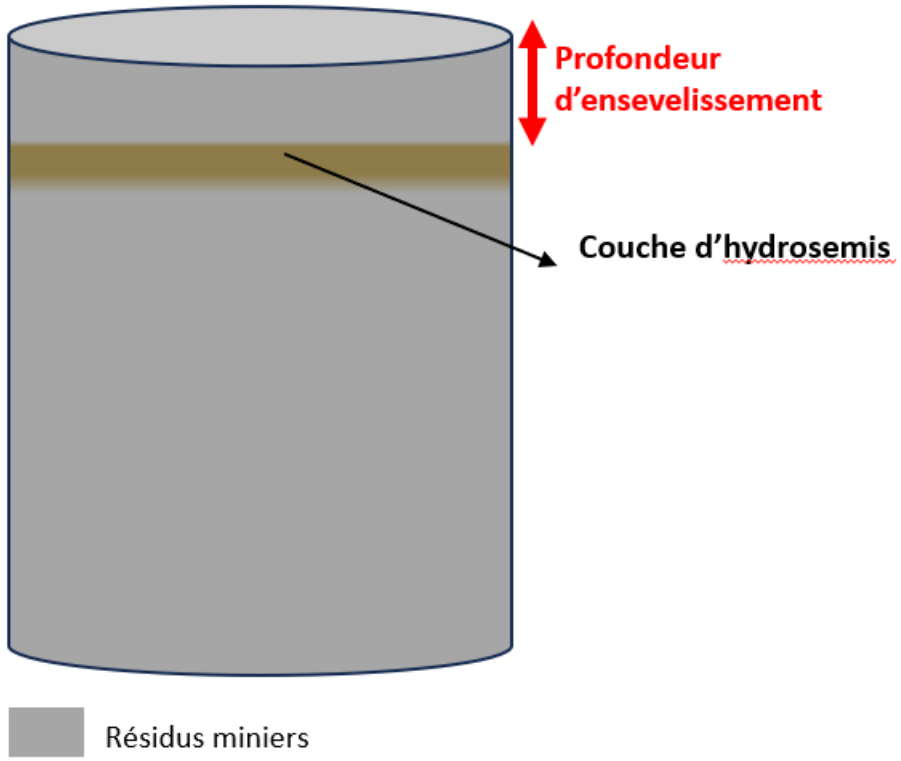
Figure 3-10 Représentation schématique de la méthode utilisée pour déterminer le taux d'ensevelissement des parcelles expérimentales.

3.5.3 Biomasse aérienne des plantes et profondeur d'ensevelissement

Suite à l'inventaire et à la détermination du couvert végétal, un cerceau de 1m de diamètre était déposé aléatoirement sur la parcelle en prenant soin de garder une distance minimale de 1m avec la bordure de la parcelle (figures 3-8 et 3-9). L'ensemble de la végétation présente dans le cerceau était ensuite récolté avec un sécateur et mis dans un sac afin de déterminer la biomasse aérienne. À l'intérieur du cerceau, 3 carottes de sol d'environ 20 cm de profondeur étaient prélevées afin de déterminer la profondeur d'ensevelissement de la matrice d'hydrosemis par les résidus miniers (figure 3-11).

Au retour du terrain, la végétation prélevée était sommairement nettoyée. Un tamis de 2,5 mm permettait de séparer la majeure partie du substrat qui contaminait l'échantillon prélevé. Le contenu

de la végétation prélevée dans le cerceau était ensuite mis à l'étuve à une température de 70 °C jusqu'à stabilisation de sa masse. L'échantillon était ensuite séparé une dernière fois des particules



de substrat présentes avant d'être pesé.

Figure 3-11 Représentation schématique de la méthode utilisée pour déterminer la profondeur d'ensevelissement de la matrice d'hydrosemis sur les parcelles expérimentales.

3.5.4 Analyses foliaires

Une fois leur masse déterminée, les échantillons de biomasse aérienne ont servi à déterminer les concentrations foliaires totales de la végétation en Al, B, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, N, P et Zn). Les échantillons de biomasse qui ne respectaient pas la quantité minimale d'échantillons pour procéder aux analyses ont été bonifiés avec des parties aériennes de plantes prélevées aléatoirement dans la même parcelle et séchées de la façon décrite au paragraphe précédent. Les échantillons ont été analysés par le laboratoire d'analyse agricole Belisle, situé à Saint-Jean Baptiste dans la province de Québec, Canada, conformément à la méthode décrite à la page 242 de la 2e édition du

Guide de référence en fertilisation (CRAAQ, 2013) qui est en vigueur pour l'ensemble des laboratoires d'analyses agricoles certifiés au Québec.

3.5.5 Substrats

Des échantillons de sol composites, constitués de 5 coups de tarière prélevés aléatoirement dans la parcelle, ont été préparés pour chacune des parcelles à l'étude (figure 3-8). Le substrat prélevé a été séché à l'étuve à 60 degrés Celsius. Les échantillons ont ensuite été confiés à l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) à Québec. L'Al, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sr et Zn ont été analysés par digestion acide suivie d'une analyse ICP-AES conformément à la méthode EPA 3050b (U.S. EPA., 1996). Le carbone total et l'azote total ont été analysés par combustion selon la méthode EPA 440.0 (Zimmermann et al., 1997). Le pH eau et le pH tampon ont été analysés selon la méthode MA. 100 – pH 1,1 (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2023) tandis que la conductivité électrique a été déterminée selon la méthode MA. 115 – Cond. 1.1 (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2015b).

3.5.6 Mycorhization des racines

Des spécimens végétaux vivants ont aussi été récoltés dans chaque parcelle lors des échantillonnages du mois de septembre 2023. Les végétaux étaient prélevés dans un rayon de 20 cm à l'extérieur du cerceau ayant servi aux prélèvements pour la biomasse aérienne (figure 3-8). Une motte d'environ 20 cm de diamètre et constituée des végétaux les plus diversifiés possibles était délicatement prélevée à l'aide d'une pelle en prenant soin de ne pas endommager les racines des plantes. Les végétaux ont été entreposés dans des sacs de plastique à 4 degrés Celsius jusqu'à leur traitement dans les locaux du laboratoire de mycologie situé dans le pavillon Charles-Eugène-Marchand de l'université Laval à Québec.

Au laboratoire, les racines ont d'abord été délicatement nettoyées à sec. Le substrat récupéré, dans la rhizosphère des végétaux récoltés, a été utilisé pour les analyses de taxonomie moléculaire afin de déterminer la diversité de champignons mycorhiziens présents dans les échantillons. Ces analyses ont été réalisées par le Laboratoire d'écologie microbienne de l'IRDA à Québec.

Une fois débarrassées de la majeure partie de leur substrat, les racines ont été nettoyées sous l'eau du robinet jusqu'à ce qu'elles soient propres. Les racines nettoyées ont ensuite été décolorées dans une solution d'hydroxyde de potassium (KOH) 10 % et autoclavées à 121 degrés Celsius pendant 15 minutes. Une fois décolorées, les racines ont été rincées une dizaine de fois à l'eau du robinet. Les racines ont ensuite été mises dans une solution d'acide acétique 5 % et de noir de Sheaffer 5 % et déposées dans une étuve à 55 degrés Celsius pendant 20 minutes. Finalement, les racines ont été rincées cinq fois à l'eau du robinet afin de retirer le surplus de solution colorante (figure 3-12). Ce protocole a été décrit en détail par Vierheilig et al. (1998).

Les racines colorées ont été étalées dans une boîte de Petri avec un quadrillage de 1 cm par 1 cm et observées sous un microscope Wild M3Z à 400x. À chaque fois qu'une racine traversait le quadrillé présent dans le plat de Petri, la présence ou l'absence de structure de CMA était déterminée et comptabilisée sur un compteur. Les hyphes, vésicules, arbuscules et spores mycorhiziens étaient comptabilisés, ainsi que les endophytes non mycorhiziens, selon la méthode décrite par McGonigle et al., (1990) jusqu'à l'atteinte d'environ 100 mesures par échantillon. Plusieurs structures d'intérêts ont aussi fait l'objet de microphotographies.

Les portions de racines nettoyées non traitées des échantillons les plus mycorhizés ont également été transmises au laboratoire d'écologie microbienne de l'IRDA à Québec afin d'identifier les espèces mycorhiziennes ayant formé des structures avec les racines des végétaux présents dans les échantillons. L'ADN contenu dans les échantillons de sols rhizosphériques et les racines a d'abord été extrait à l'aide d'une trousse d'extraction FastDNA Spin kit for soil produite par la compagnie MP Biomedicals, basée à Solon en Ohio aux États-Unis. L'ADN extrait a ensuite été analysé par spectrophotométrie à des absorbances de 260 nm et 280 nm afin de valider la qualité des échantillons recueillis. Le gène 18S rARN a ensuite été amplifié conformément à la méthode décrite par Lumini et al., (2010) à l'aide d'une approche PCR en deux étapes. Un séquençage Illumina MiSeq 2x300 bp a ensuite été réalisé à l'institut de biologie intégrative des systèmes (IBIS) de l'université Laval à Québec. Le traitement bio-informatique a été réalisé en utilisant la plateforme Qiime2 (Bolyen et al., 2019) et le logiciel R (R Core Team, 2021). Les analyses de diversité des champignons gloméromycètes ont été réalisées à l'aide de la base de référence SILVA 138 (Quast et al., 2012). La méthode est décrite plus en détail dans les travaux de Juge et al., (2021).

Figure 3-12 Racines de Graminées nettoyées (gauche) et colorées à l'encre de Shaeffer (droite).

3.5.7 Traitements des données et analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel SAS studio version 3.81 (SAS Institute Inc.). Les données, regroupées par variable, étaient analysées avec un test Anova à deux facteurs à l'aide de la procédure proc mixed. Les facteurs fixes couche et hauteur étaient définis et le facteur bloc était identifié comme facteur aléatoire. Les tests de Kurtosis et Skewness permettaient de s'assurer que la symétrie des résidus et leur distribution étaient adéquates. Des seuils de -1 à 1 ont été utilisés pour ces deux tests. Le test de Shapiro-Wilk a été utilisé pour déterminer la normalité des résidus et une valeur de p supérieure à 0,05 était considérée comme acceptable. Des transformations logarithmiques ou par racine carrée étaient effectuées sur les données lorsque les analyses ne respectaient pas les critères énumérés précédemment. Un test de comparaison par paires lsmeans avec ajustement de bonferonni a été effectué pour les variables ayant une distribution normale. Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été réalisé pour les données qui n'étaient pas distribuées normalement. Un test post-hoc de Dunn ou de Nemenyi a ensuite été

réalisé à l'aide de la macro développée par Elliot et Hynan (2011). Un $\alpha = 0{,}05$ a été utilisé comme seuil de significativité pour l'ensemble des tests réalisés. Les figures ont été réalisées à l'aide de la procédure SGplot. La procédure de détermination de la gamme interquartile et des points au-delà desquels les valeurs sont considérées comme aberrantes est décrite en détail sur le site internet de SAS (SAS Institute Inc., 2024). Les points aberrants présentés dans les graphiques n'ont pas été exclus des analyses statistiques et ont donc été considérés dans les moyennes présentées dans les tableaux en annexe.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

4.1 Couverture végétale et biomasse aérienne

À la fin de la 2e saison de croissance, la végétation était clairsemée dans l'ensemble des parcelles expérimentales. Des différences significatives n'ont été observées que pour le facteur hauteur de pente (tableau 3-1). Les pourcentages moyens de couverture végétale, toutes doses d'hydrosemis confondues, étaient plus faibles (18 ± 4 %) pour les parcelles en haut de pente que pour les parcelles situées en bas de pente (42 ± 4 %) (figure 4-1). La couverture végétale n'était pas significativement influencée par la dose au seuil de 0,05 mais son influence était significative au seuil de 0,1. Ce résultat démontre une tendance selon laquelle l'augmentation de la dose entraîne une augmentation de la couverture végétale tel qu'on en avait émis l'hypothèse.

À l'instar du recouvrement végétal, la biomasse aérienne sèche présentait uniquement des différences significatives en fonction de la position sur la pente (figure 4-2). Les parcelles situées en bas et en milieu de pente présentaient une biomasse aérienne sèche significativement plus élevée (101 ± 11 kg/ha) que les parcelles en haut de pente (34 ± 11 kg/ha) et la biomasse aérienne récoltée était trois fois plus importante en bas de pente qu'en haut de pente (annexe K).

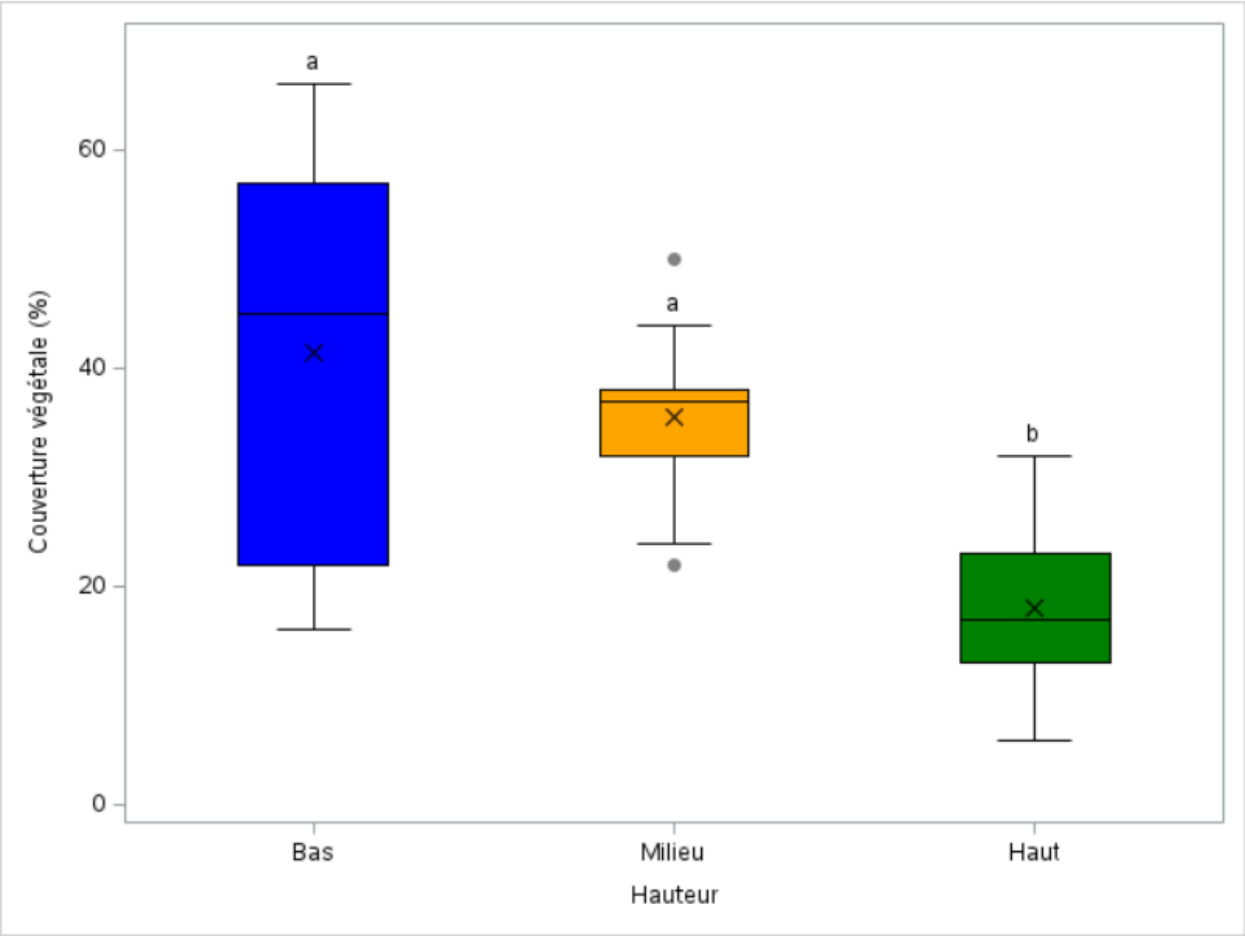


Figure 4-1 Couverture végétale (%) mesurée à la fin de la 2e saison de croissance par la méthode des points de contact. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) ($\alpha = 0,05$).

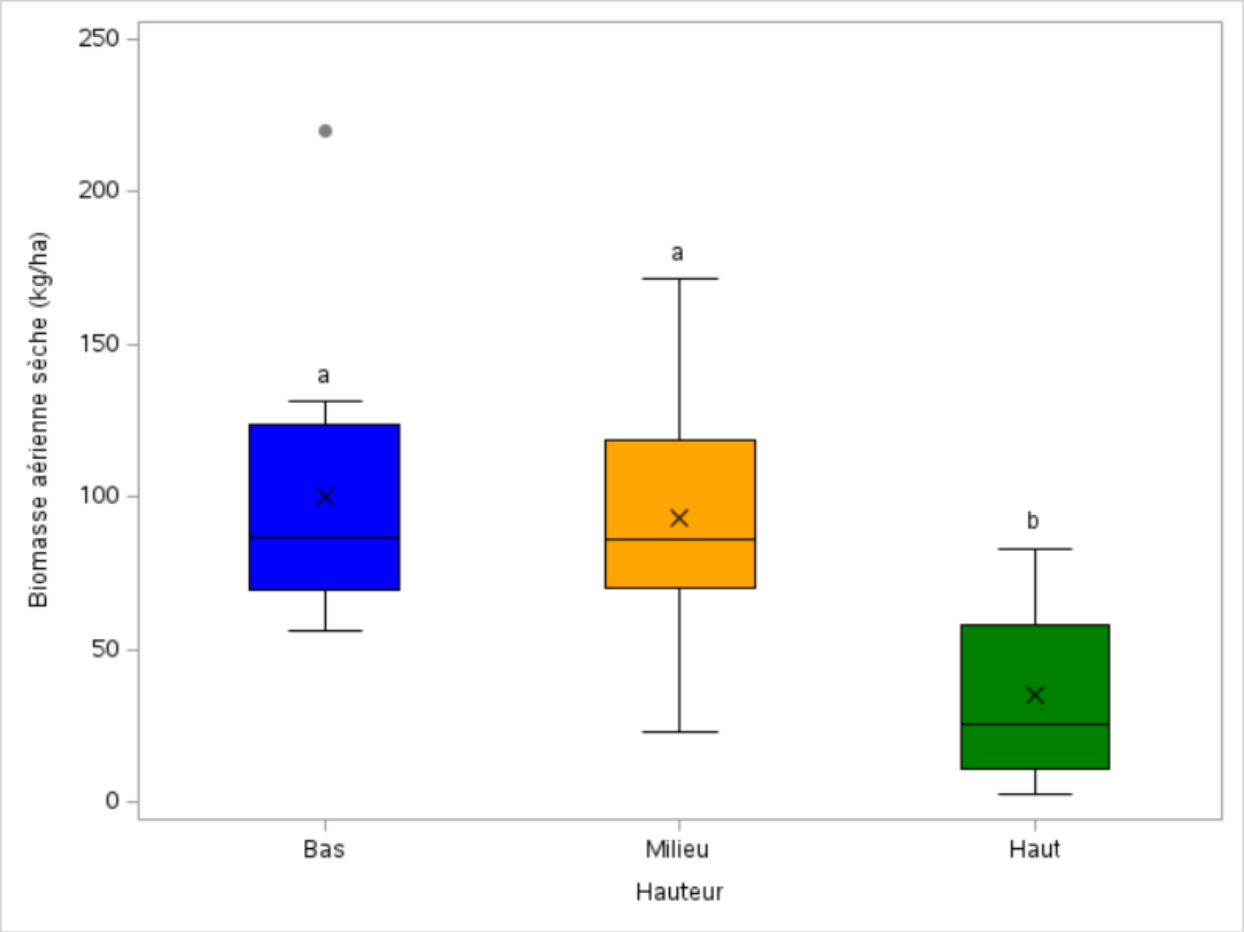


Figure 4-2 Biomasse aérienne sèche (kg/ha) récoltée dans les parcelles à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) ($\alpha = 0,05$).

Tableau 4-1 Résultats des analyses statistiques ANOVA (α = 0,05) pour les facteurs couche, hauteur et couche × hauteur. Seules les variables respectant les critères d'application du test statistique sont présentées. Les suffixes Sol, Cont et Rec représentent respectivement les analyses de sol, de contribution au recouvrement et de % de recouvrement.

Variables	Couches		Hauteur		Couche × Hauteur	
	Valeur F	Valeur p	Valeur F	Valeur p	Valeur F	Valeur p
P_Sol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
K_Sol	NS	NS	8,7	0,0015	NS	NS
Ca_Sol	NS	NS	NS	NS	3,5	0,0230
Mg_Sol	NS	NS	8,6	0,0015	NS	NS
Fe_Sol	3,7	0,0404	NS	NS	NS	NS
Mn_Sol	NS	NS	9,0	0,0013	3,2	0,0315
Na_Sol	NS	NS	16,4	<0,0001	NS	NS
Al_Sol	NS	NS	9,3	0,0010	NS	NS
Ba_Sol	NS	NS	12,2	0,0002	NS	NS
Ni_Sol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Zn_Sol	NS	NS	8,3	0,0018	NS	NS
pH_eau	NS	NS	NS	NS	NS	NS
pH_SMP	NS	NS	NS	NS	NS	NS
N_Fol	5,1	0,0143	5,0	0,0155	NS	NS
P_Fol	4,8	0,0180	8,6	0,0016	NS	NS
K_Fol	4,6	0,0208	NS	NS	NS	NS
Mg_Fol	NS	NS	4,9	0,0166	NS	NS
Mn_Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Mo_Fol	NS	NS	3,7	0,0386	NS	NS
Na_Fol	10,6	0,0005	6,8	0,0046	NS	NS
Al_Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Endophytes	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Arbuscules	4,2	0,0274	NS	NS	NS	NS
Hyphes	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Mycorhization	4,0	0,0326	NS	NS	NS	NS
*Lolium*_Cont	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Phleum*_Cont	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Festuca*_Rec	NS	NS	5,3	0,0127	NS	NS
*Lolium*_Rec	13,3	0,0001	13,1	0,0001	NS	NS
*Phleum*_Rec	NS	NS	5,1	0,0144	NS	NS
Biomasse aérienne sèche	NS	NS	10,4	0,0006	NS	NS
Couvert végétal	NS	NS	13,5	0,0001	NS	NS
Taux d'ensevelissement	4,0	0,0320	7,2	0,0035	NS	NS
Épaisseur d'ensevelissement	NS	NS	9,4	0,0010	NS	NS

4.2 Diversité floristique

Parmi les 18 espèces de plantes ensemencées sur le dispositif expérimental, seulement 8 espèces ont été répertoriées au moment de l'inventaire réalisé en septembre 2023. La communauté végétale était dominée par des plantes de la famille des Graminées. Parmi celles-ci, quatre espèces étaient bien représentées, appartenant aux genres *Festuca*, *Lolium*, *Phleum*, et *Agrostis*. De façon anecdotique, deux Fabacées (*Trifolium* sp. et *Lotus* sp.), une Poacée (*Secale* sp.) et une Brassicacée (*Sinapis* sp.) ont également été répertoriées.

En plus des espèces ensemencées, 5 espèces de plantes adventices ont été identifiées, appartenant aux genres *Matricaria*, *Leucanthemum*, *Amaranthus*, *Chenopodium* et *Rumex*. Une sixième espèce dicotylédone n'a pas pu être identifiée en raison de sa taille minuscule. Les plantes adventices étaient peu représentées dans les parcelles expérimentales et très isolées les unes des autres.

Sur l'ensemble du dispositif, il était possible d'observer des indices liés à la présence d'oiseaux tels que la Bernache du Canada (*Branta canadensis*) et l'Alouette hausse-col (*Emerophila alpestris*). Les signes de leurs présences incluaient des fientes, plumes, et pistes, ainsi que des signes de broutage dispersés uniformément sur le dispositif. À certains endroits, il était également possible d'observer des bryophytes et des carpophores de champignons saprophytes.

Les quatre parcelles témoins ont également été inventoriées. Pour le témoin 1, on retrouve des plantes herbacées, arbustives et quelques jeunes arbres. La Marguerite blanche (*Leucantemum vulgare*) et l'Épilobe à feuille étroite (*Epilobium angustifolium*) y sont les espèces les plus abondantes (annexe P). Le site du témoin 2 présente de la végétation arborescente dominée par l'Épinette noire (*Picea mariana*), ainsi que de la végétation arbustive, herbacée et des mousses (annexe Q). La végétation en place sur le site du témoin 3 est dominée par les mousses (*Polytrichum* sp.), l'Épilobe à feuille étroite (*Epilobium angustifolium*), le Cornouiller du Canada (*Cornus canadensis*) et les Saules (*Salix* sp.) (Annexe R). La végétation du témoin 4 est dominée par la Fléole des prés (*Phleum pratense*), la Fétuque rouge (*Festuca rubra*) et l'Ivraie multiflore (*Lolium multiflorum*) dans une moindre mesure. Ce site témoin présentait également une quantité importante d'épis de Seigle séchés (*Secale cereale*) (Annexe S).

La richesse végétale moyenne des différents traitements variait entre un minimum de 5,3 ± 0,5 espèces pour les parcelles en haut de pente n'ayant reçu qu'une seule couche d'hydrosemis et un maximum de 6,8 ± 0,5 espèces pour les parcelles situées en haut et en bas de pente ayant reçu 2

couches d'hydrosemis (annexe L). Comme il y avait une interaction significative entre les facteurs hauteur dans la pente et dose d'hydrosemis, les analyses statistiques ont été séparées par facteur (annexe M et N). En haut de pente, les parcelles ayant reçu deux couches présentaient une richesse végétale significativement plus élevée que les parcelles n'ayant reçu qu'une seule couche (figure 4-3). Pour les parcelles n'ayant reçu qu'une seule couche d'hydrosemis, la richesse des parcelles en bas de pente était significativement plus élevée que celle des parcelles situées en haut de pente tandis que les parcelles en milieu de pente présentaient une richesse similaire au bas et haut de pente (figure 4-4).

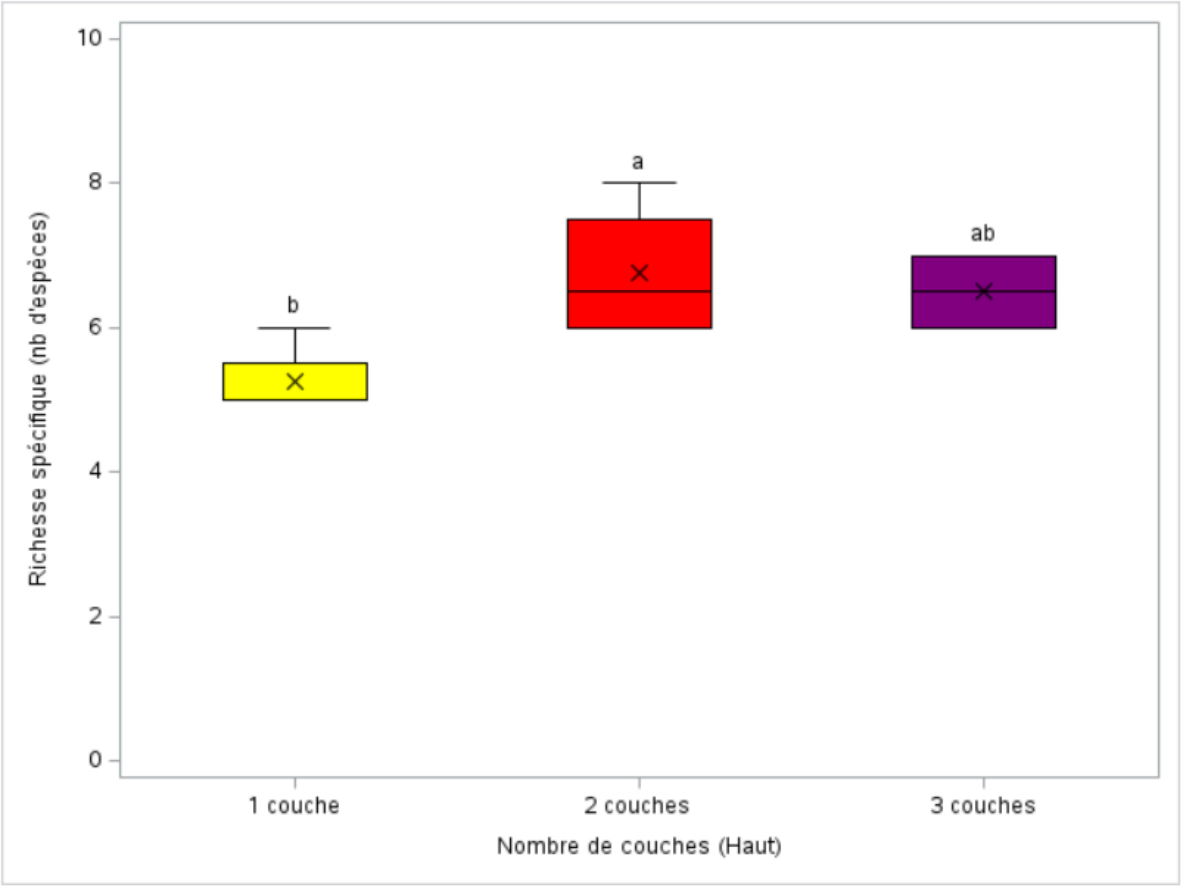


Figure 4-3 Richesse spécifique (nb d'espèces) inventoriées à la fin de la 2e saison de croissance dans les parcelles situées en haut de pente ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) ($\alpha = 0,05$).

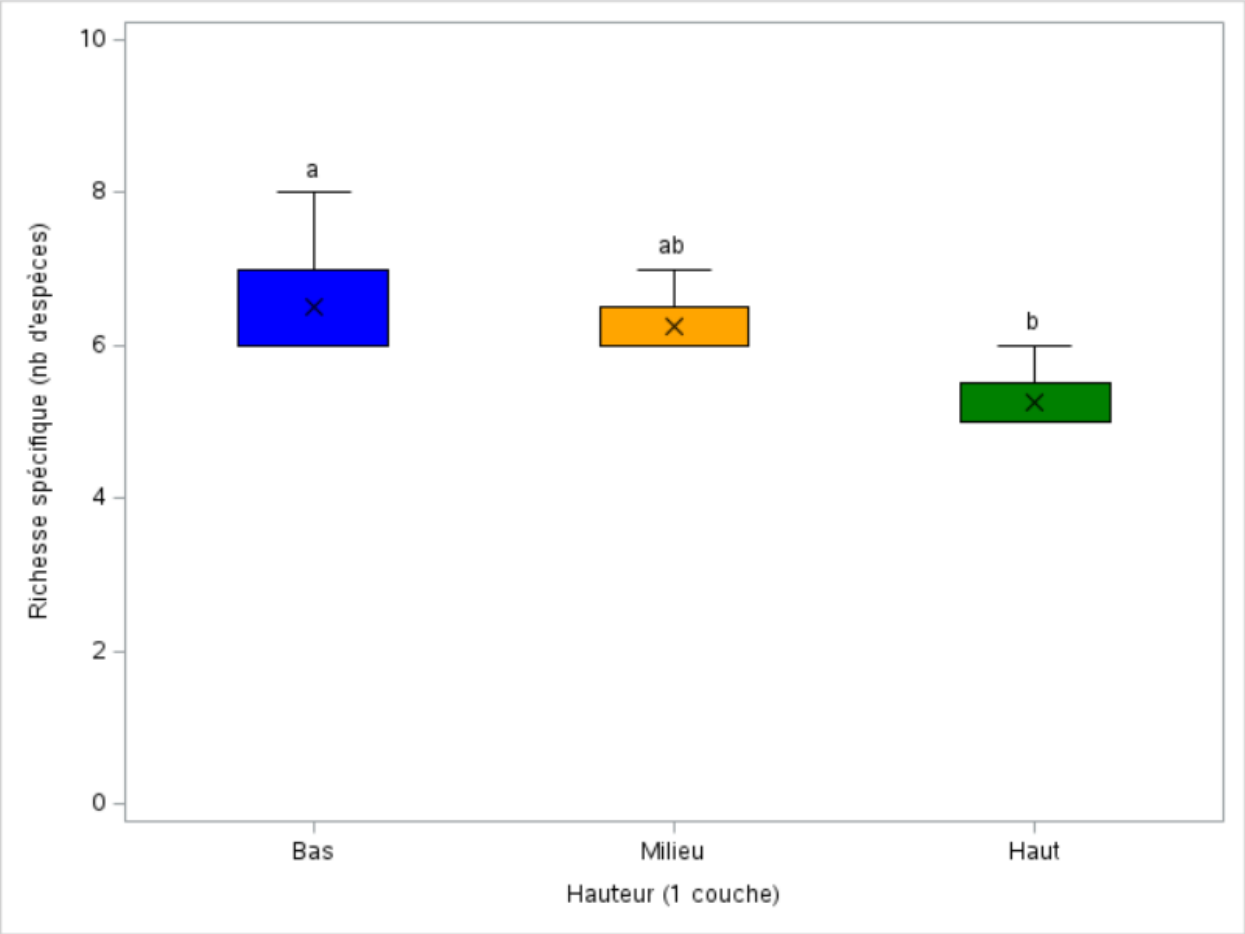


Figure 4-4 Richesse spécifique (nb d'espèces) inventoriées à la fin de la 2e saison de croissance dans les parcelles ayant reçu une seule couche d'hydrosemis situées à différentes hauteurs sur la pente. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) ($\alpha = 0,05$).

4.3 Contribution spécifique à la couverture végétale et recouvrement

À la fin de la 2e saison de croissance, deux espèces présentaient une contribution spécifique à la couverture végétale élevée dans l'ensemble des parcelles du dispositif. La contribution spécifique de *Festuca* sp. variait entre 53 ± 5 % et 32 ± 5 %. Elle était l'espèce la plus présente dans les parcelles ayant reçu 1 couche d'hydrosemis, sur les parcelles en milieu de pente ainsi qu'en haut

de pente. *Lolium* sp. présentait une contribution spécifique variant entre 46 ± 5 % et 29 ± 5 % et était l'espèce la plus présente dans les parcelles ayant reçu 2 et 3 couches ainsi que les parcelles situées en bas de pente. La contribution spécifique moyenne de *Phleum* variait entre 15 ± 3 % et 9 ± 3 % tandis que la contribution d'*Agrostis* sp. variait entre 12,8 ± 3,1 % et 0,0 ± 3.1 %. *Secale* sp. et *Trifolium* sp., présentaient une contribution moyenne maximale de 1,9 ± 1,0 % et 0,6 ± 0,3 % respectivement (annexe I et L).

Agrostis sp. est la seule espèce pour laquelle la contribution spécifique présentait une différence significative entre les traitements, avec une interaction significative entre hauteur sur la pente et dose d'hydrosemis (annexe M). Pour les parcelles ayant reçu deux couches d'hydrosemis, sa contribution spécifique était significativement différente selon les hauteurs de pente. Le test de Dunn effectué suite à l'analyse de variance n'a cependant pas permis de préciser les différences entre les hauteurs de pente. Les annexes J et L démontrent toutefois que l'*Agrostis* sp. était très peu représenté par rapport aux autres espèces pour les parcelles situées en haut de pente.

Pour le recouvrement, aucune des espèces inventoriées n'était présente dans l'ensemble des parcelles. Cependant *Phleum* sp., *Festuca* sp. et *Lolium* sp. avaient un taux de recouvrement moyen supérieur à zéro pour l'ensemble des traitements étudiés (annexe J et L).

4.4 Ensevelissement par les résidus miniers

Tous traitements confondus, le taux d'ensevelissement moyen maximal était de 63 ± 4 % des points de relevé pour les parcelles ayant reçu une couche d'hydrosemis tandis qu'un taux d'ensevelissement moyen minimal de 44 ± 4 % était observable pour les parcelles ayant reçu 3 couches d'hydrosemis ou étant situées en milieu de pente (annexe K). Les parcelles situées en haut de pente avaient des surfaces ensevelies sous un dépôt de résidus significativement plus grandes que les parcelles situées en milieu et en bas de pente (figure 4-5). Les parcelles ayant reçu une seule couche d'hydrosemis avaient aussi des surfaces ensevelies sous un dépôt de résidus significativement plus grandes que les parcelles ayant reçu 3 couches (figure 4-6). Cependant, même si la surface ensevelie était plus faible en bas de pente, l'épaisseur d'ensevelissement y était aussi significativement plus élevée qu'en milieu ou en haut de pente (figure 4-7). La moyenne maximale obtenue était de 3,3 ± 0,4 cm de profondeur en bas de pente tandis que la valeur moyenne minimale était de 0,8 ± 0,4 cm en haut de pente (annexe K). La dose d'hydrosemis n'a pas eu

d'effet significatif sur l'épaisseur de l'ensevelissement. Pour toutes les carottes échantillonnées, la couche d'hydrosemis était visible en surface ou sous les résidus ; il n'y avait donc pas eu d'érosion de cette couche exposant les résidus sous-jacents en surface. Les résidus observés par-dessus la couche d'hydrosemis provenaient probablement de l'extérieur du dispositif expérimental et se sont accumulés de façon localisée en bas de pente.

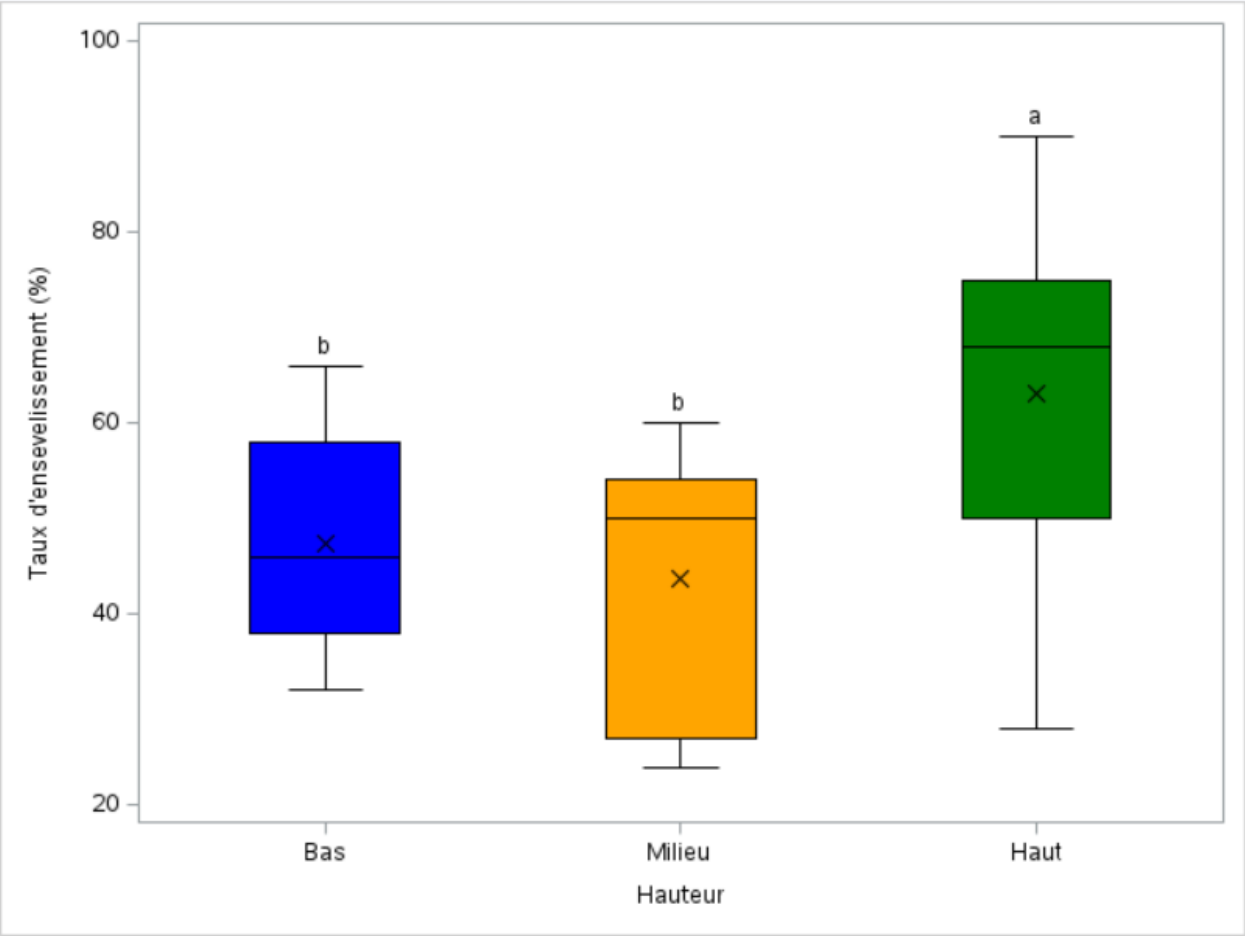


Figure 4-5 Taux d'ensevelissement (%) mesuré à la fin de la 2e saison de croissance par la méthode des points de contact dans les parcelles de différentes hauteurs sur la pente. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) ($\alpha = 0,05$).

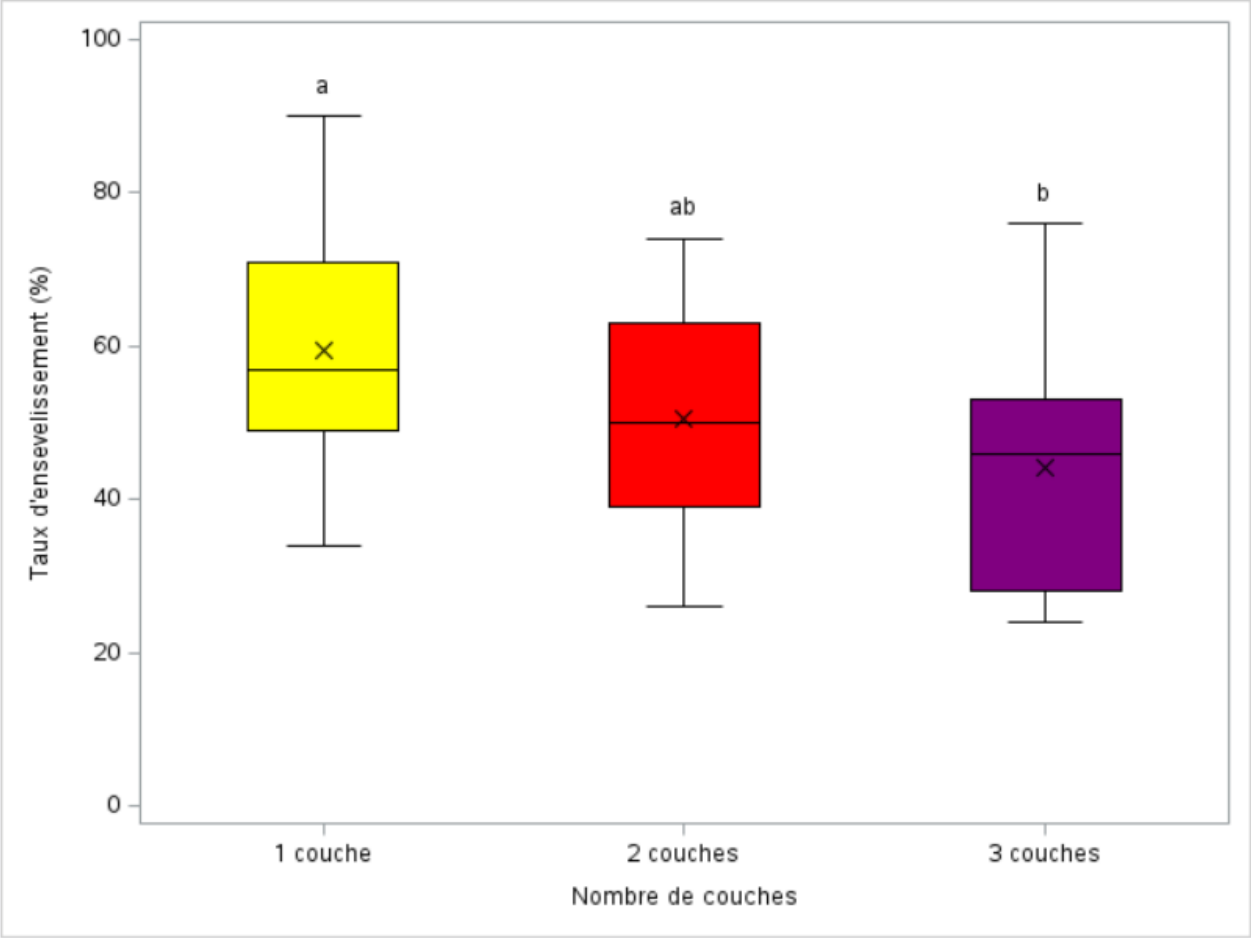


Figure 4-6 Taux d'ensevelissement (%) mesuré à la fin de la 2e saison de croissance grâce à la méthode des points de contact dans les parcelles ayant reçu différentes quantités de bouillasse d'hydrosemis. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) ($\alpha = 0,05$).

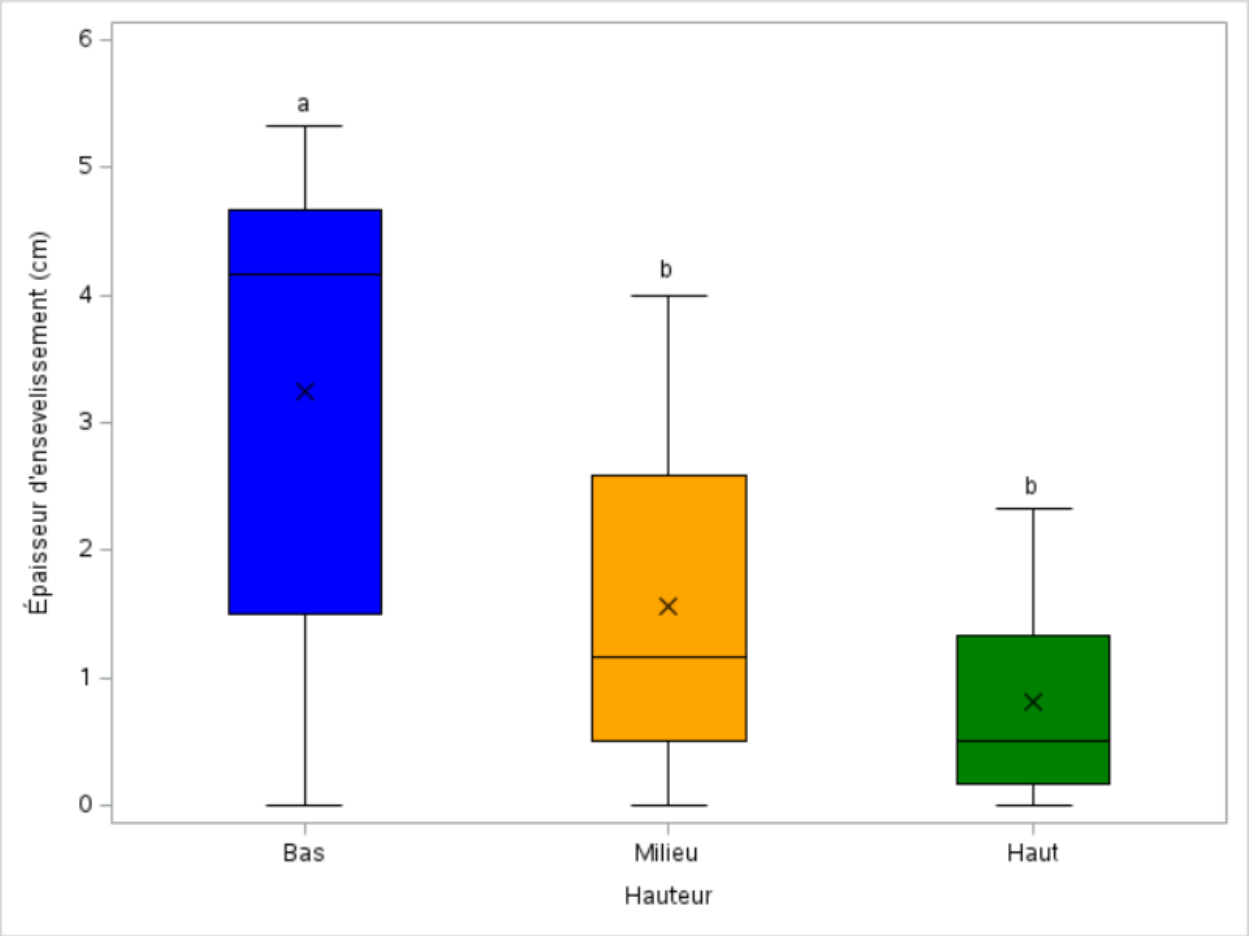


Figure 4-7 Épaisseur d'ensevelissement (cm) mesurées à la fin de la 2e saison de croissance dans les parcelles situées à différentes hauteurs sur la pente. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) ($\alpha = 0,05$).

4.5 Analyses foliaires

Parmi les 14 éléments ayant fait l'objet d'analyses foliaires, seulement 6 présentaient des différences significatives entre les traitements, soit l'azote (N), le phosphore (P), le potassium (K), le sodium (Na), le magnésium (Mg) et le cuivre (Cu) (tableau 4-1 et annexe M).

Les concentrations foliaires en Na et en Mg étaient significativement plus élevées en bas de pente qu'en haut de pente. En revanche, les concentrations en N et P étaient significativement plus élevées en haut de pente qu'en bas de pente (figure 4-8). La même tendance était observable pour le Cu dans les parcelles ayant reçu 2 couches d'hydrosemis (figure 4-9). Une piste d'explication que nous avons trouvée pour expliquer ce phénomène est que le ratio nutriments disponibles/ biomasse aérienne était potentiellement plus élevé en HP qu'en BP en raison de la présence plus clairsemée de la végétation en HP, et donc les nutriments ont pu être concentrés dans une biomasse aérienne plus faible.

L'augmentation du nombre de couches a eu un impact significatif sur les concentrations foliaires en N, P et K si bien que pour ces trois nutriments majeurs, les concentrations foliaires étaient plus élevées dans les parcelles ayant reçu 3 couches que celles n'en ayant reçu seulement qu'une (figure 4-10). Le phénomène inverse a été observé pour la concentration foliaire en Na, significativement plus élevée dans les parcelles ayant reçu une seule couche d'hydrosemis comparativement à celles ayant reçu 3 couches (figure 4-10). Ce dernier phénomène pourrait être expliqué par le fait que le sodium peut jouer un rôle important pour certaines fonctions métaboliques en remplacement du potassium lorsque la disponibilité du potassium est limitée (Subbarao et al., 2003).

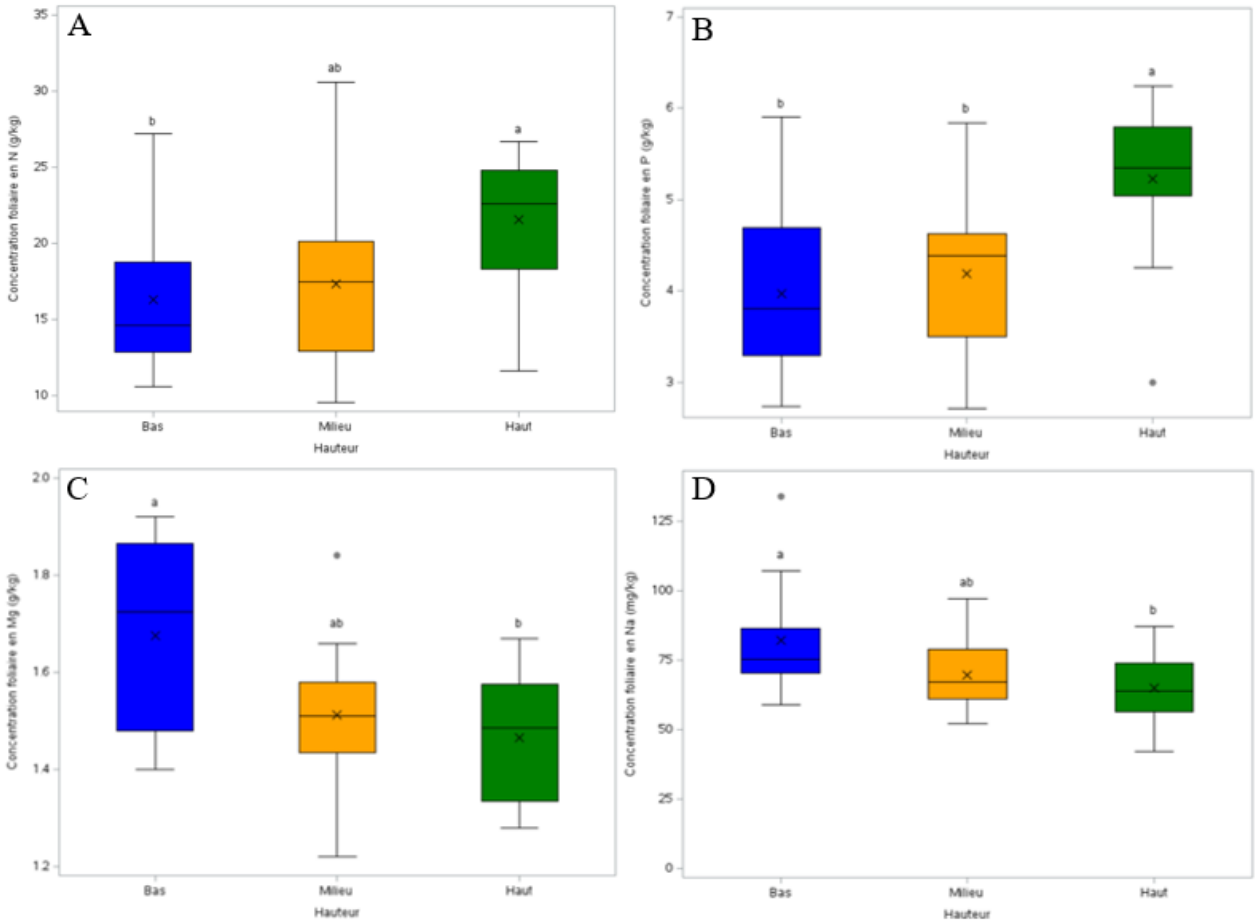


Figure 4-8 Concentrations foliaires en azote (g/kg) (A), en phosphore (g/kg) (B) en magnésium (g/kg) (C) et en sodium (mg/kg) (D) mesurées sur les parties aériennes de la végétation prélevée dans des parcelles à différentes hauteurs sur la pente à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) ($\alpha = 0,05$).

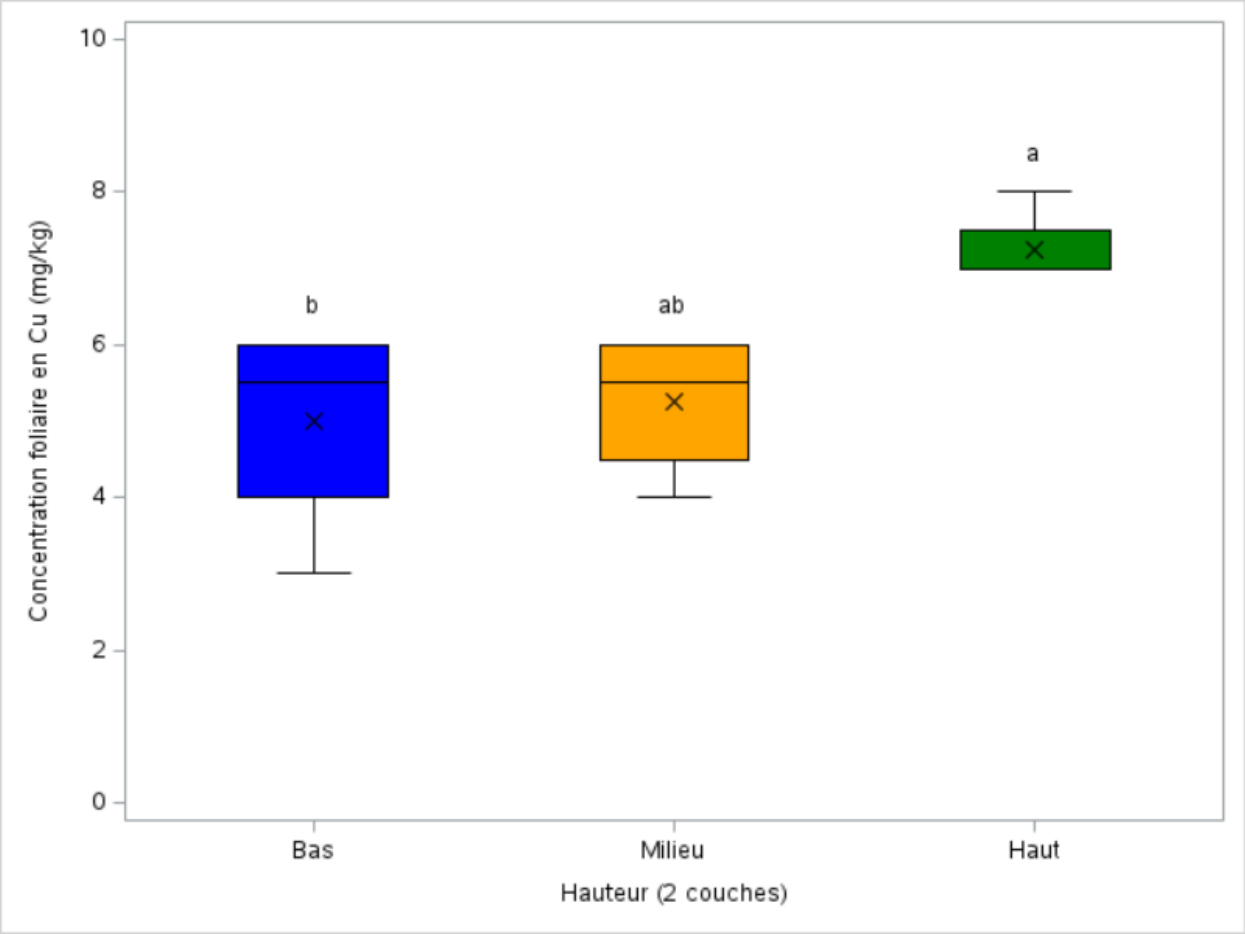


Figure 4-9 Concentrations foliaires en cuivre mesurées sur les parties aériennes de la végétation prélevée à la fin de la 2e saison de croissance dans les parcelles ayant reçu deux couches d'hydrosemis situées à différentes hauteurs sur la pente. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) ($\alpha = 0,05$).

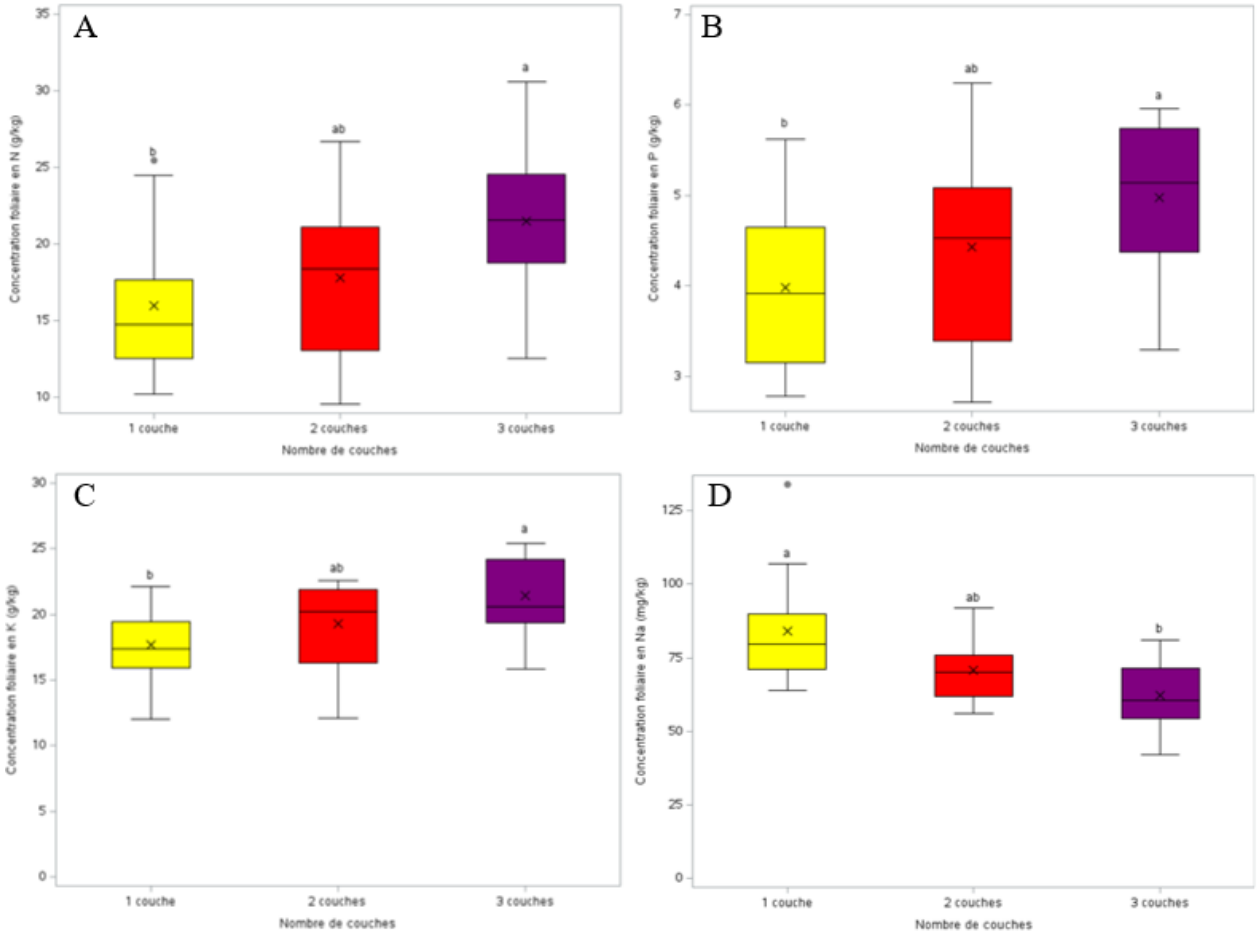


Figure 4-10 Concentrations foliaires en azote (g/kg) (A), en phosphore (g/kg) (B) en potassium (g/kg) (C) et en sodium (mg/kg) (D), mesurées sur de la végétation prélevée à la fin de la 2e saison de croissance dans des parcelles ayant reçu différentes quantités de bouillasse d'hydrosemis. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) ($\alpha = 0,05$).

4.6 Analyses de sol

Parmi les éléments totaux analysés dans le cadre des analyses de sols, le Fer (Fe) était le plus abondant, avec des concentrations moyennes variant entre environ 20 000 mg/kg et 22 000 mg/kg. L'aluminium (Al) était le deuxième minéral le plus abondant avec des concentrations avoisinant

800 mg/kg suivi du magnésium (Mg) et du Calcium (Ca) avec en moyenne environ 650 mg/kg chacun. Les concentrations de plusieurs éléments analysés, notamment l'azote (N), le carbone total (C), le molybdène (Mo), le bore (B) et le cadmium (Cd) se situaient sous les seuils de détection.

Les concentrations en Al, Zn (figure 4-11) et Ba (figure 4-12) des parcelles situées en haut de pente étaient significativement inférieures aux concentrations obtenues en bas de pente tandis que les concentrations en K et Mg (figure 4-11) des parcelles situées en haut de pente étaient significativement inférieures aux concentrations obtenues en milieu de pente. Dans le cas du sodium (Na) total, les concentrations en bas de pente étaient supérieures aux concentrations en milieu de pente, et les concentrations en milieu de pente étaient supérieures à celles des parcelles en haut de pente (figure 4-13), en accord avec les différences observées dans les concentrations foliaires.

La concentration en fer dans les sols des parcelles ayant reçu 3 couches d'hydrosemis était en moyenne environ 11 % plus élevée que la concentration observée dans le sol des parcelles ayant reçu 2 couches (figure 4-14 et annexe E). À l'inverse, les parcelles en milieu de pente ayant reçu 2 couches d'hydrosemis avaient une concentration en cobalt significativement plus élevée que les parcelles ayant reçu 3 couches, tandis que dans les parcelles en bas de pente, les concentrations en strontium étaient significativement plus élevées lorsque 2 couches avaient été appliquées par rapport aux parcelles ayant reçu une seule couche (annexe L, M et N). Les concentrations en Ca et en Mn totaux présentaient une interaction significative entre le nombre de couches et la hauteur (tableau 4-1). La concentration en calcium des parcelles situées en bas de pente et ayant reçu deux couches d'hydrosemis était significativement plus élevée que pour toutes les autres combinaisons de traitements. En revanche, la concentration moyenne maximale en Mn a été obtenue dans les parcelles situées en milieu de pente ayant reçu deux couches d'hydrosemis (annexe L). Le comportement de ces éléments est difficile à interpréter considérant la panoplie de facteurs ayant pu influencer leur abondance et leur distribution, notamment les taux et les profondeurs d'ensevelissement par les résidus miniers, mais également la densité de la végétation et les espèces dominantes dans les différents traitements.

Pour l'ensemble des traitements, le pH à l'eau se situait aux alentours de 7,7 tandis que le pH SMP se situait aux alentours de 7,6 (annexe F). La conductivité électrique moyenne variait entre 13 ± 2 µS/cm et 21 ± 2 µS/cm. Pour les parcelles ayant reçu une couche d'hydrosemis, la conductivité

électrique était significativement inférieure en bas de pente par rapport au milieu de pente (figure 4-15). Ce phénomène est potentiellement expliqué par la présence d'une végétation plus importante en bas de pente. De plus, pour les parcelles en bas de pente, la conductivité électrique était significativement plus faible pour celles n'ayant reçu qu'une couche d'hydrosemis par rapport aux parcelles ayant reçu deux couches (figure 4-16).

Aucun des éléments analysés n'était présent en concentrations problématiques du point de vue réglementaires. Les teneurs en S, Zn, Pb, Mo, Cu et Cd obtenus était toutes sous les valeurs du critère de teneur de fond (A) pour la sous-province de la fosse du Labrador (Beaulieu, 2021). Les teneurs moyennes en Mn, Ni, Co et Ba obtenues étaient également sous les valeurs de fond, mais présentaient un résultat ponctuel au-dessus des valeurs seuils.

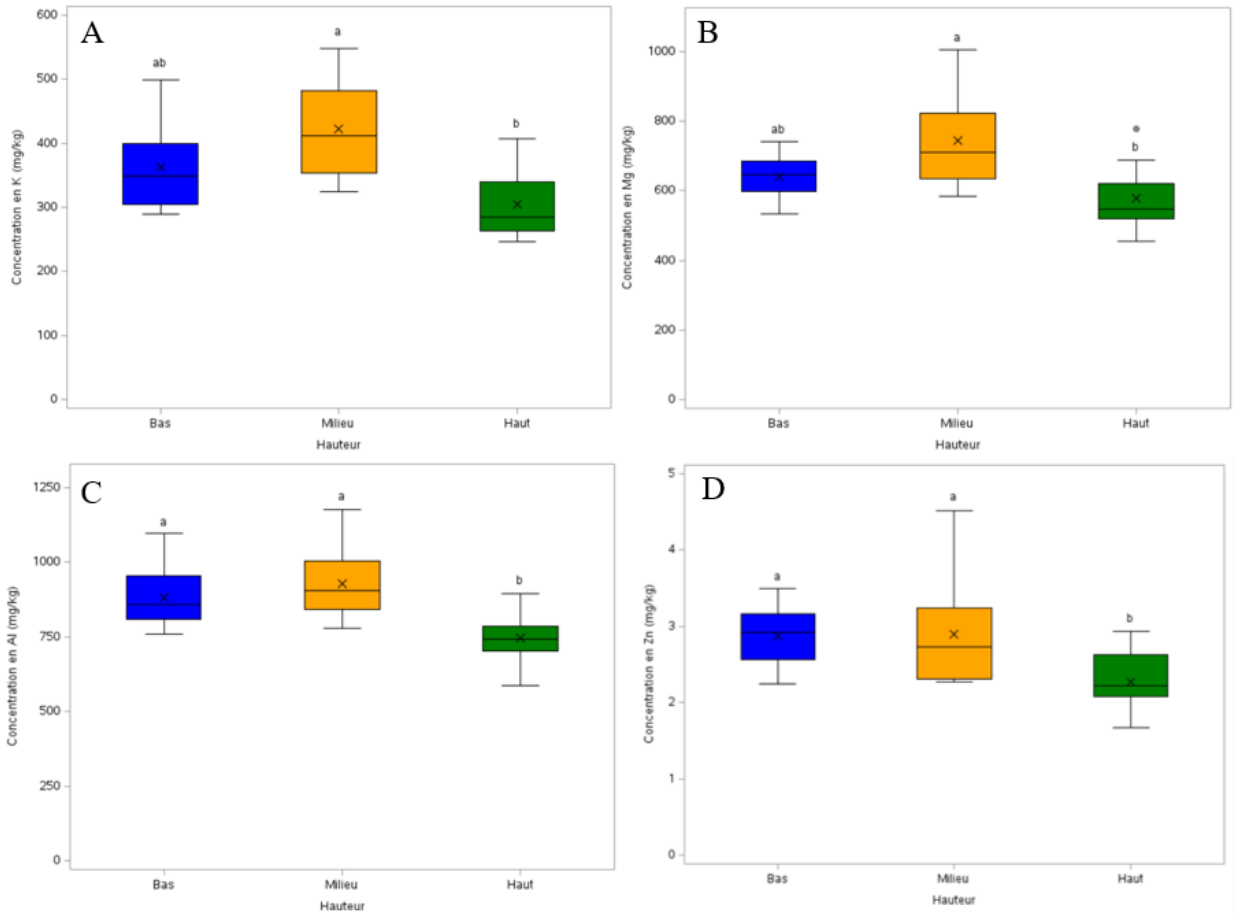


Figure 4-11 Concentrations totales (mg/kg) en potassium (A), en magnésium (B) en aluminium (C) et en zinc (D) mesurées à la fin de la 2e saison de croissance dans le sol des parcelles expérimentales situées à différentes hauteurs sur la pente. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) ($\alpha = 0,05$).

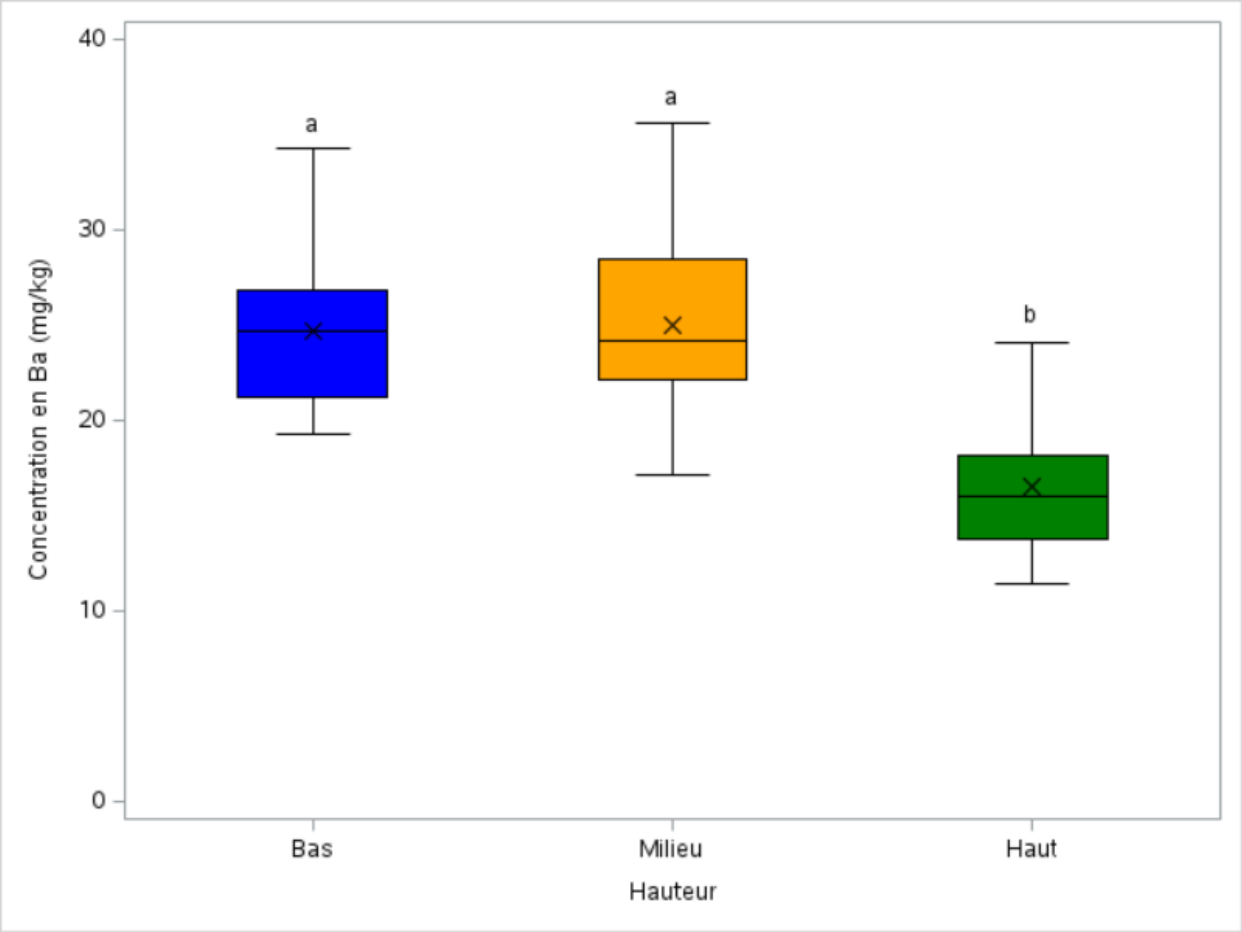


Figure 4-12 Concentrations en baryum (mg/kg) total mesurées dans le sol des parcelles expérimentales situées à différentes hauteurs sur la pente à partir d'échantillons prélevés à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) ($\alpha = 0,05$).

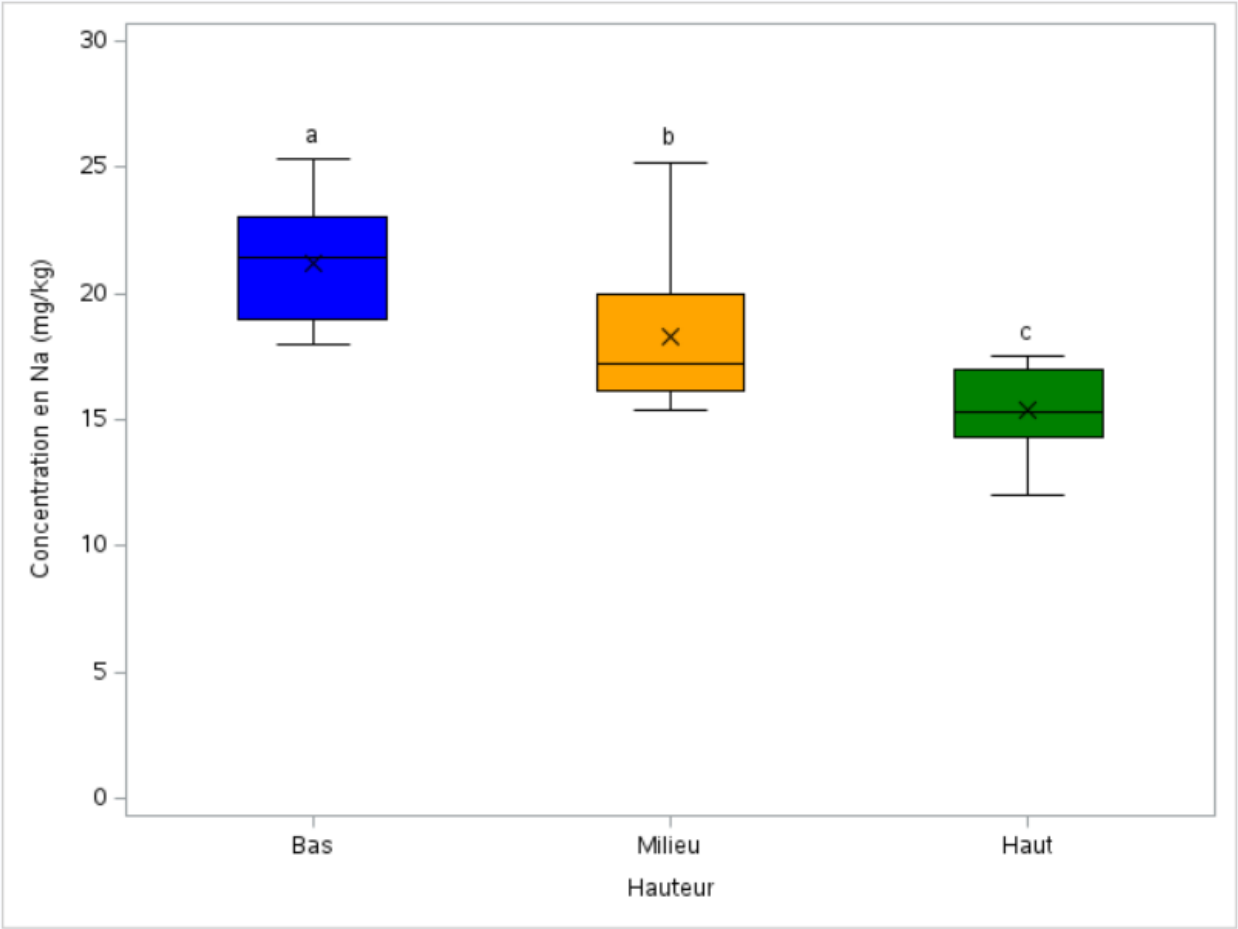


Figure 4-13 Concentrations en sodium (mg/kg) total mesurées dans le sol des parcelles expérimentales situées à différentes hauteurs sur la pente à partir d'échantillons prélevés à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Trois lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b > c) ($\alpha = 0,05$).

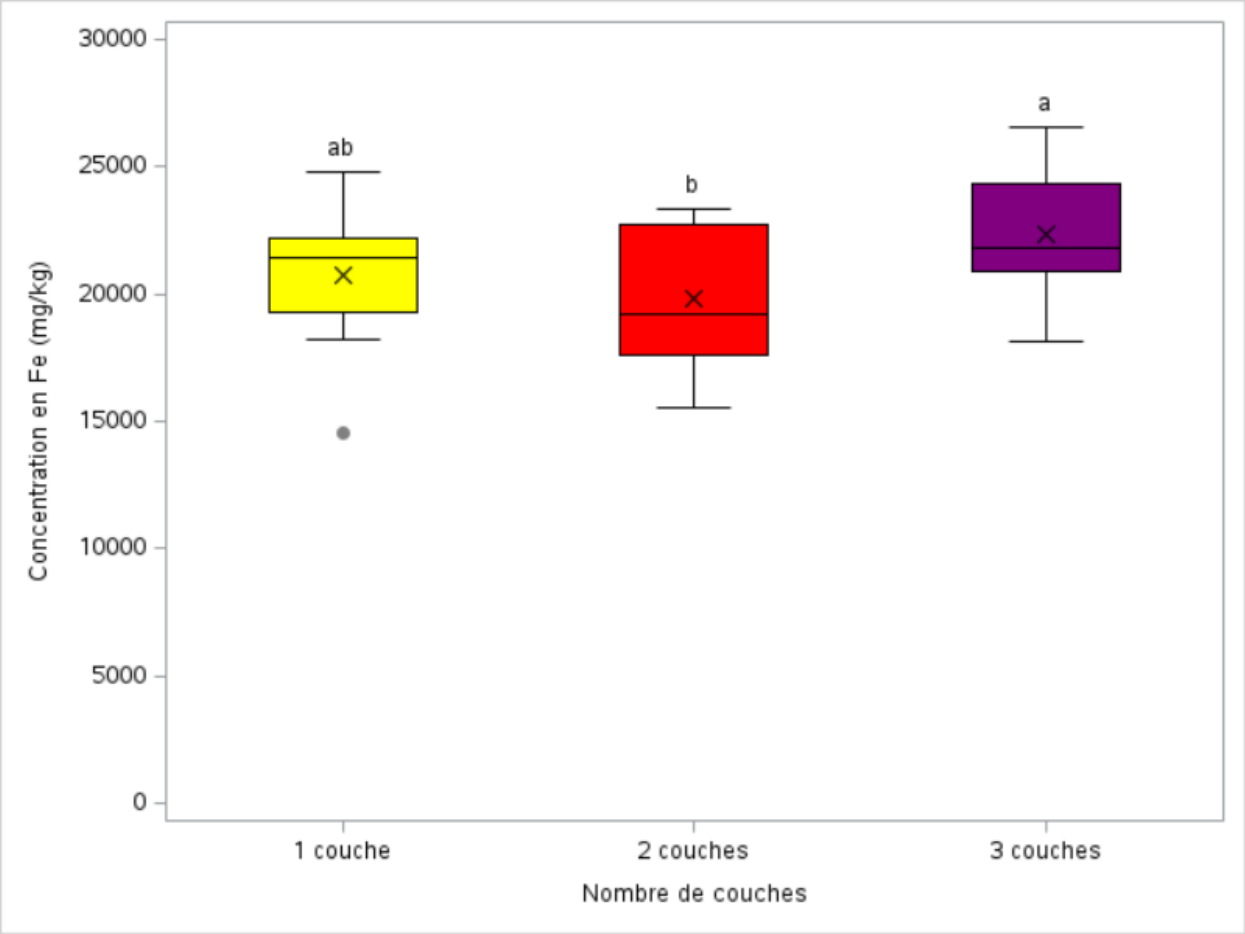


Figure 4-14 Concentrations en fer (mg/kg) total mesurées dans le sol des parcelles expérimentales ayant reçu différentes quantités de bouillasse d'hydrosemis à partir d'échantillons prélevés à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) ($\alpha = 0,05$).

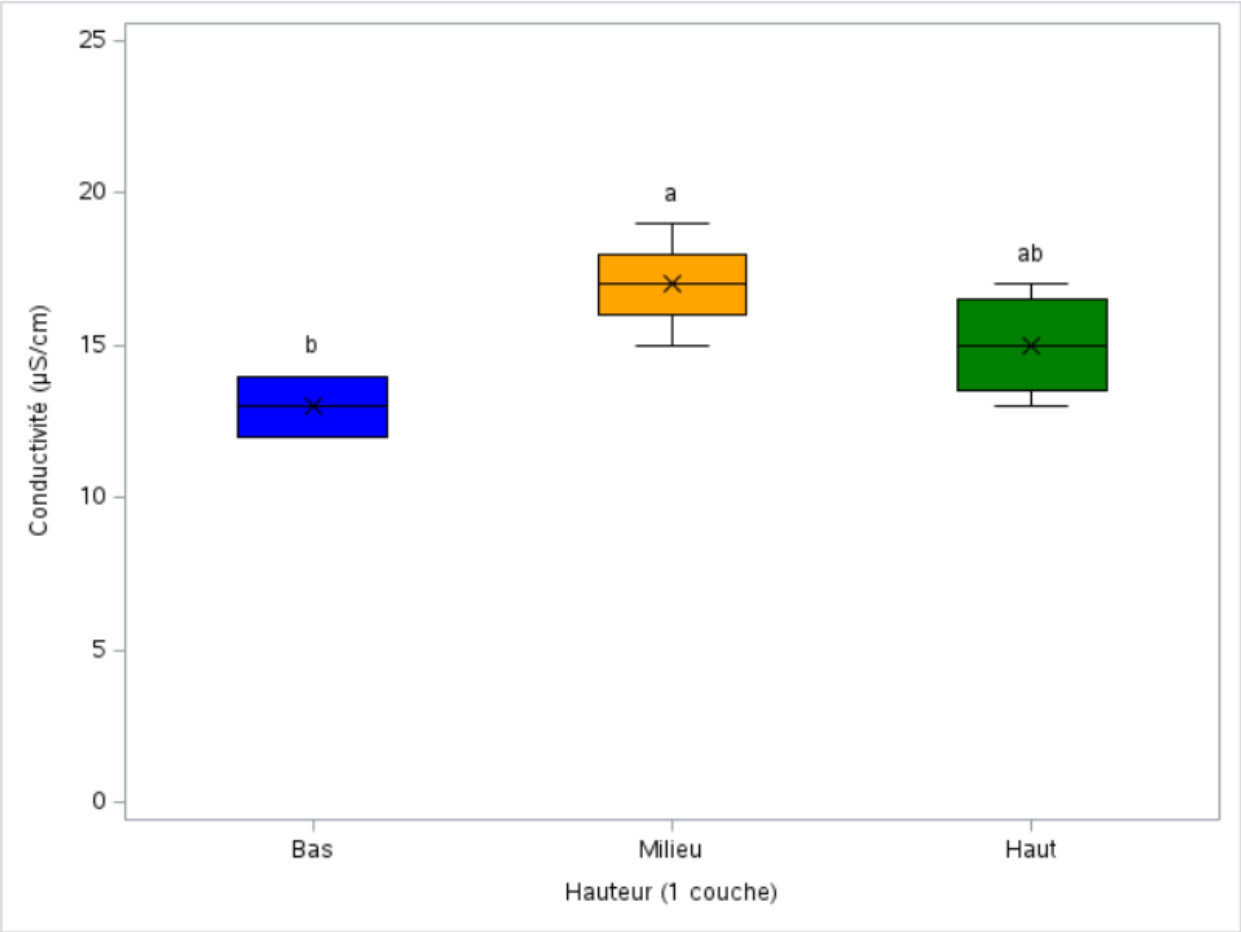


Figure 4-15 Conductivité électrique (µS/cm) mesurée à différentes hauteurs de pente dans le sol des parcelles ayant reçu une couche d'hydrosemis à partir d'échantillons prélevés à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles à différentes hauteurs de pente (a > b) ($\alpha = 0,05$).

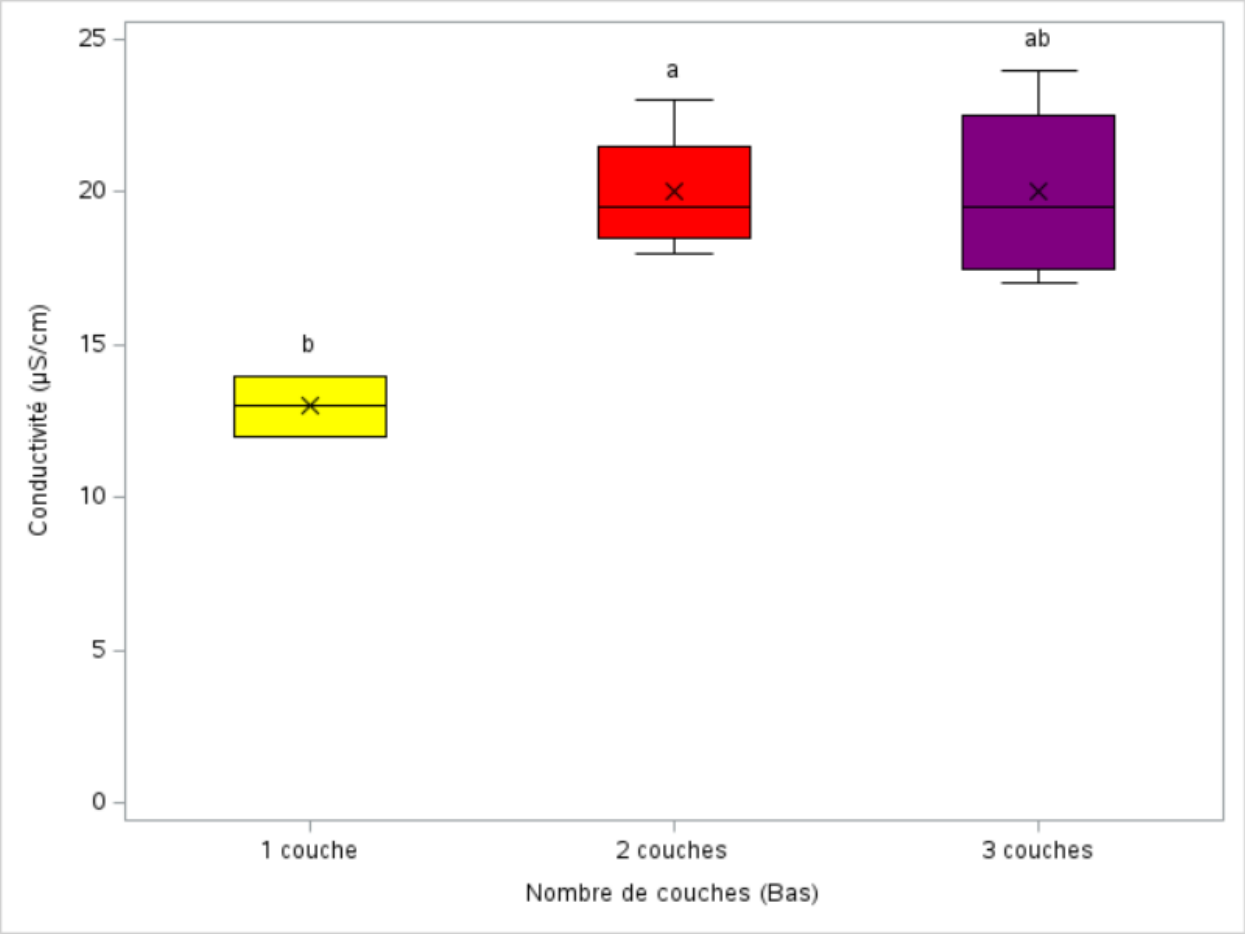


Figure 4-16 Conductivité électrique (µS/cm) mesurée en bas de pente dans le sol des parcelles ayant reçu différentes quantités de bouillasse d'hydrosemis à partir d'échantillons prélevés à la fin de la 2e saison de croissance. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) ($\alpha = 0,05$).

4.7 Mycorhization

Les taux moyens de mycorhization totale, soit l'addition des différentes structures mycorhiziennes observées dans les racines des plantes dans les parcelles expérimentales, et ceux des arbuscules endomycorhiziens étaient significativement inférieurs dans les parcelles ayant reçu une couche

d'hydrosemis (2,9 ± 2,2 % et 1,9 ± 1,6 %, respectivement) par rapport aux parcelles ayant reçu 3 couches d'hydrosemis (11,2 ± 2,2 % et 7,1 ± 1,6 %, respectivement) (figures 4-17, 4-18 et annexe H). Les pourcentages d'hyphes et de spores ne présentaient pas de différences significatives entre les traitements. Les spores semblaient toutefois plus abondantes en bas de pente et dans les parcelles ayant reçu 3 couches d'hydrosemis. La présence d'endophytes non mycorhiziens, qui ne présentaient pas non plus de différences significatives entre les traitements, semblait suivre la même tendance que les spores, avec des valeurs plus élevées en bas de pente et pour des parcelles ayant reçu 3 couches d'hydrosemis.

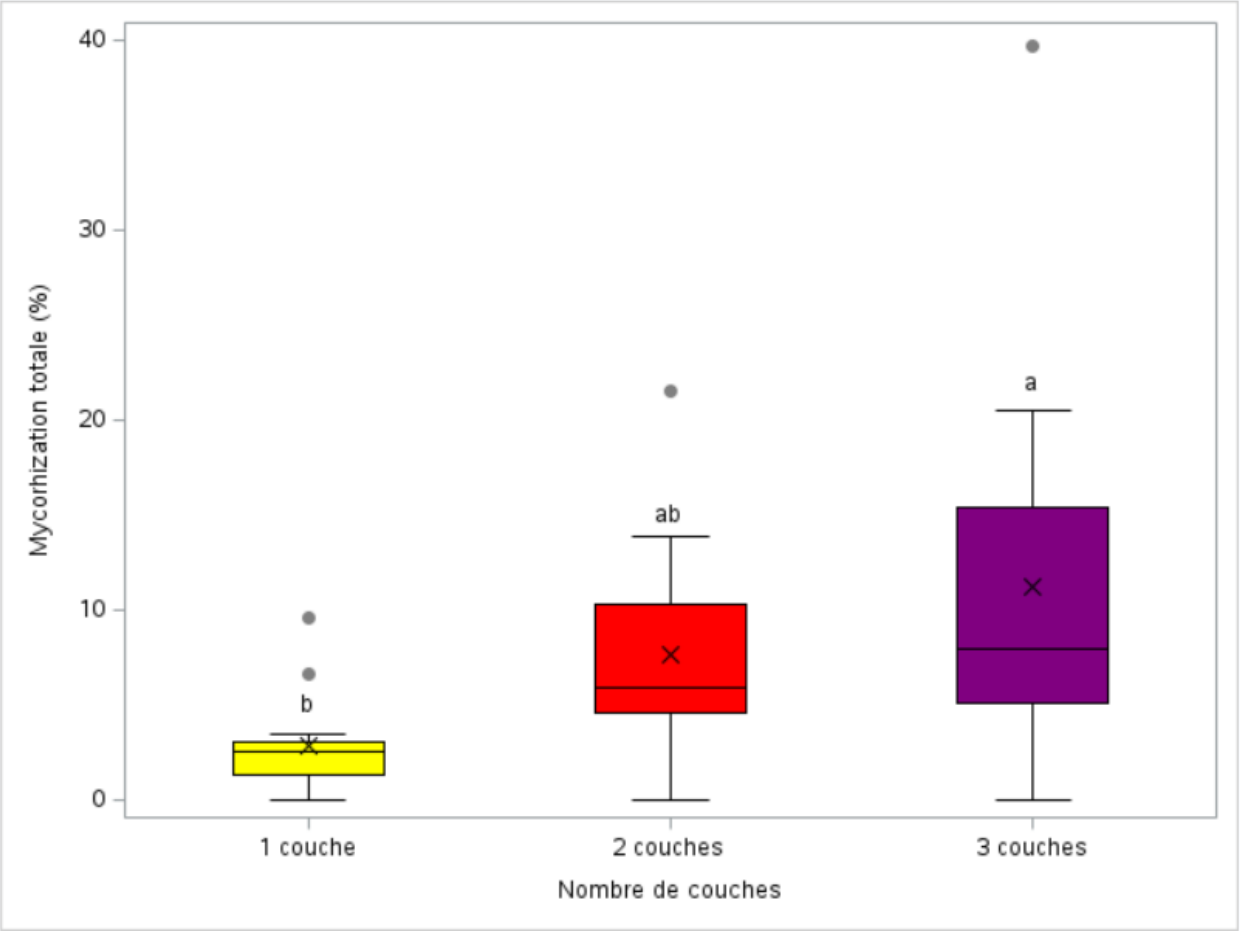


Figure 4-17 Taux de mycorhization totale (%) obtenus par comptage de structures endomycorhiziennes présentes sur les racines de végétaux prélevés à la fin de la 2e saison de croissance par la méthode des points d'intersection. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. Deux

lettres différentes reflètent des différences significatives entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis (a > b) (α = 0,05).

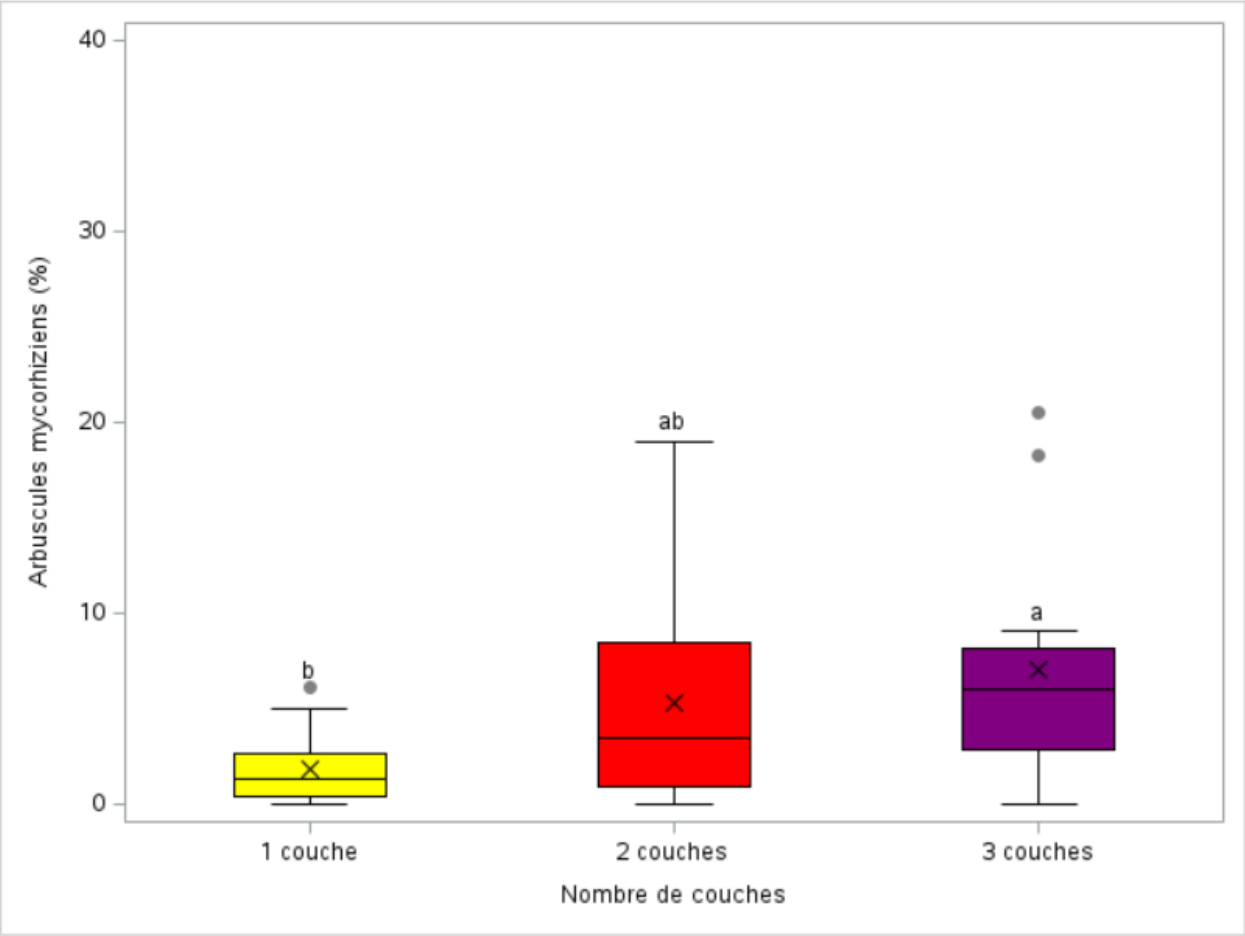


Figure 4-18 Taux de structures arbusculaires (%) obtenues par comptage des arbuscules endomycorhiziens présents sur les racines des végétaux prélevés à la fin de la 2e saison de croissance par la méthode des points d'intersection. Les boîtes à moustaches présentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Le X situé au centre de la boîte présente la moyenne tandis que les barres d'erreurs présentent respectivement la valeur minimale et maximale. (α = 0,05)

Malgré l'observation de structures mycorhiziennes arbusculaires sur certaines racines (figures 4-17 et 4-18), les analyses taxonomiques réalisées sur les racines des plantes mycorhizées et le sol rhizosphérique de toutes les parcelles du dispositif n'ont pas permis d'identifier les espèces de champignons endomycorhiziens présentes sur le dispositif. L'espèce *Rhizophagus irregularis*,

utilisée comme inoculant dans la bouillasse d'hydrosemis, n'a pas été identifiée. Plusieurs séquences d'ADN appartenant à des protistes de l'ordre des Chromulinales ont cependant été identifiées. Les échantillons racinaires de trois parcelles témoins (1, 3 et 4) ont néanoins permis de déceler plusieurs séquences d'intérêt appartenant à des gloméromycètes (annexe O). Le témoin 1 situé dans le fossé au bas du dispositif présentait quatre taxons identifiés, soit environ 14 % des séquences appartenant au genre *Entrophospora*, anciennement Claroideoglomus, 3 % appartenant à l'espèce *Entrophospora lamellosa*, 0,2 % de Diversisporales non identifiée et 5 % de Gloméromycètes non identifiés. Le témoin 3 situé sur une butte de mort-terrain recouverte de végétation arborescente, arbustive et herbacée au sud-est du dispositif avait 56 % de séquences appartenant à des *Glomeraceae* non identifiés, 4 % appartenant à des Glomérales non identifiés, 0,6 % de Diversisporales non identifiée et 2 % de Gloméromycètes non identifiés. Le témoin 4, une parcelle hydrosemée en 2022 sur un substrat de mort-terrain avait 3 % de séquences appartenant à des *Glomeraceae* non identifiés et 0,9 % de séquences appartenant à des Glomérales non identifiés.

CHAPITRE 5 DISCUSSION

5.1 Propriétés agronomiques des résidus miniers de la mine du Mont-Wright

Dans le cadre de notre étude, les résidus miniers de la mine du Mont-Wright ont permis de produire une biomasse aérienne maximale d'environ 220 kg de M.S./ha et une couverture végétale maximale d'environ 70 % constituée à majorité de Graminées à la fin de la deuxième saison de croissance. La valeur moyenne maximale d'environ 100 kg de M.S./ha est largement sous le seuil de refertilisation variant entre 250 et 500 kg de M.S./ha utilisé par l'entreprise Irrigation NORCO inc. Pour comparaison, la biomasse aérienne sèche moyenne des 10 dernières années, analysée à partir de la végétation ensemencée par semis direct sur le parc à résidus de la mine du Mont-Wright, est d'environ 1500 ± 1100 kg/ha (Lethielleux-Juge, Communication personnelle). Une portion de la variation entre cette valeur et la nôtre peut être expliquée par la différence de topographie entre ces deux sites, mais également par la méthode de semis utilisée, le nombre d'années post-ensemencement, la date de semis et le broutage. Toutefois, les valeurs de biomasse moyenne des 10 dernières années sur la mine du Mont-Wright restent relativement faibles comparativement à des rendements fourragers obtenus en contexte agricole québécois. À titre d'exemple, la valeur de référence pour le rendement en foin fixée par la Financière agricole du Québec (2023) pour la région de Baie-Comeau est d'environ 3150 kg/ha de matière sèche. Il est cependant important de rappeler que les résidus miniers présentent des contraintes importantes à l'établissement et au maintien de la végétation, autant d'un point de vue physique, biologique et chimique.

La granulométrie sableuse des résidus miniers présente plusieurs défis agronomiques. Leur susceptibilité à l'érosion éolienne et hydrique est le principal frein à l'implantation de la végétation. (Bussière et Guittonny, 2020; Juge et Cossette, 2015). Ces différentes problématiques sont accentuées dans un contexte nordique caractérisé par des épisodes de forts vents tels que dans la région de Fermont (Bussière et Guittonny, 2020; Lethielleux-Juge et Cossette, 2020). Pour les plantes qui réussissent à s'implanter, la faible capacité de rétention en eau des résidus miniers sableux les rend susceptibles aux stress hydriques (Bussière et Guittonny, 2020). L'ajout de paillis lors de travaux d'ensemencement hydraulique vise à limiter l'impact négatif de l'érosion et des stress hydriques sur la végétation (Juge et al., 2021; Sheldon et Bradshaw, 1977).

Les résidus miniers présentent une faible abondance de propagules d'espèces végétales et de microorganismes symbiotiques (Bussière et Guittonny, 2020; Juge et al., 2021; Lethielleux-Juge

et Cossette, 2020). La faible abondance d'organismes symbiotiques rend difficile l'implantation de la végétation une fois les problématiques liées à l'érosion contrôlées (Bussière et Guittonny, 2020; Lethielleux-Juge et Cossette, 2020). Les résidus miniers sont également dépourvus d'une panoplie d'autres organismes, que nous n'avons pas étudiés dans le cadre de ce projet, mais que l'on retrouve naturellement dans un sol en bonne santé. Ces organismes ont une influence importante sur la productivité des écosystèmes (Nielsen et al., 2002). L'ensemencement de notre dispositif expérimental a été basé sur une méthode développée par l'entreprise Irrigation NORCO Inc. visant à rétablir, au moins en partie, la santé des sols via l'ajout d'engrais de ferme, de paillis organique et d'un inoculant mycorhizien sur le substrat à végétaliser. L'implantation de la végétation contribue également à nourrir les microorganismes présents dans la rhizosphère via la fixation de CO_2 sous forme de composés organiques plus ou moins complexes par les végétaux (Lethielleux-Juge et Cossette, 2020).

Les résidus miniers produits dans la région de la fosse du Labrador sont très peu fertiles et différents éléments fertilisants doivent être ajoutés au substrat afin de fournir les nutriments nécessaires à l'établissement d'une couverture végétale suffisante pour limiter les problématiques liées à l'érosion (Juge et al., 2021; Juge et Cossette, 2015). Les sols de nature sableuse présentent un certain désavantage en termes de fertilité en raison de leur faible CEC. Il est possible d'améliorer la capacité de rétention en éléments fertilisant des sols sableux via l'ajout de matière organique (CRAAQ, 2013). Dans le cas des résidus miniers de mines de fer, la très faible abondance de matière organique et l'absence de colloïdes d'origine argileuse les rendent susceptibles au lessivage d'éléments fertilisant présent dans la solution de sol sous forme d'ions chargés positivement, notamment NH_4^+, K^+, Mg_2^+ et Ca_2^+ (CRAAQ, 2013; Juge et Cossette, 2015). L'impact réel des fertilisants ajoutés dans le cadre de nos travaux est difficile à évaluer puisque nous avons procédé à l'analyse des éléments totaux plutôt que des éléments disponibles (Mehlich-3) afin de s'assurer que le site étudié respectait les critères établis dans le Guide d'intervention et de protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (Beaulieu, 2021; CRAAQ, 2013). Nous avons dû écarter la réalisation d'une deuxième série d'analyse pour des raisons de contraintes budgétaires.

Les teneurs en fer total dans le sol, obtenues dans le cadre de nos analyses à la fin de la deuxième saison de croissance, se situaient environ entre 20 000 ppm et 22 000 ppm. En utilisant la procédure décrite dans le Guide de référence en fertilisation du CRAAQ (2013) et en utilisant la masse volumique apparente (MVA) moyenne obtenue grâce aux analyses de caractérisation initiale (2300

kg/m^3) et une profondeur d'échantillonnage de 15 cm, on obtient des teneurs en fer total variant entre 69 000 kg/ha et 76 000 kg/ha. Les travaux de Juge et al., (2021) réalisés sur le site de la mine du Mont-Wright présentent des résultats d'analyses Melich-3 avec un échantillonnage sur 15 cm de profondeur. Les valeurs de fer assimilables obtenues sont d'environ 64 kg/ha. On peut donc estimer avec une certaine réserve que le rapport fer total/fer assimilable présente un facteur de 1000 : 1 pour les résidus miniers produits sur ce site. Le Guide de référence en fertilisation du CRAAQ (2013) considère qu'un sol présente une teneur élevée en fer disponible à des valeurs au-delà de 50 kg/ha. La toxicité du fer se traduit par des concentrations foliaires au-delà de 100 mg/kg pour l'avoine et le blé (CRAAQ, 2013). Les concentrations foliaires obtenues dans le cadre de ce projet dépassaient largement ce seuil avec des valeurs entre environ 550 mg/kg et 750 mg/kg (annexe G). Aucun symptôme de toxicité, soit l'apparition d'une coloration de couleur bronze sur les feuilles des végétaux (Becker et Asch, 2005), n'a cependant été observé sur notre dispositif expérimental. Ce dernier point soulève donc plusieurs questions en lien avec la phytotoxicité potentielle des résidus miniers de la mine du Mont-Wright, mais également sur la fiabilité des résultats d'analyses foliaires obtenus dans le cadre de cette étude. En raison de la présence de faune aviaire, qui sera discutée dans une section ultérieure, la biomasse aérienne récoltée était de trop petite taille pour être nettoyée dans une solution aqueuse avec les équipements qui étaient disponibles sur le terrain. La quantité relativement faible de matériel récolté nous a donc contraints à utiliser les tiges et les collets des plantes récoltées et à procéder par nettoyage à sec. Il est possible que des résidus miniers soient restés à la surface et à la base des feuilles envoyées au laboratoire d'analyse agricole, et la forte teneur en fer présent dans les résidus miniers a donc probablement contribué à surestimer les valeurs d'analyses foliaires obtenues pour cet élément (Oliva et Valdés, 2004). Les résultats d'analyses foliaires, surtout pour le fer et le manganèse qui sont relativement abondants dans le sol de notre dispositif (annexe E et L), sont donc à interpréter avec précaution.

5.2 Influence de la dose d'hydrosemis

L'augmentation du taux de semis par l'entremise du nombre de couches n'a pas eu d'influence sur la couverture végétale et la biomasse aérienne dans notre dispositif. Certains auteurs décrivent un phénomène selon lequel l'augmentation du taux de semis engendrerait une augmentation de la densité végétale (Applestein et al., 2018; Burton et al., 2006), mais ce paramètre n'a pas été étudié

dans le cadre de nos travaux. Ces auteurs font également mention d'un seuil, variable selon les sites et les conditions, au-delà duquel l'augmentation du taux de semis n'entraîne plus de variation de la densité végétale. Cette dernière affirmation pourrait potentiellement expliquer en partie pourquoi nous n'avons pas observé de différences significatives au niveau de la couverture végétale ou de la biomasse aérienne sèche entre les parcelles ayant reçu différents nombres de couches d'hydrosemis. Les parcelles recevant une seule couche d'hydrosemis reçoivent au-delà de 10 000 graines viables par m^2 tandis que le taux de semis pour une parcelle recevant 3 couches atteint plus de 30 000 graines viables par m^2. À titre indicatif, les taux de semis observés dans la littérature dans des contextes de restauration de sites dégradés varient entre 375 et 13 000 graines viables par m^2 (Applestein et al., 2018; Burton et al., 2006; Holl et al., 2014; Josa et al., 2012; Marquard et al., 2009; Wilson et al., 2004). Cependant, considérant les conditions particulièrement hostiles de notre site expérimental et le risque de pertes par lessivage, broutage ou picorage aviaire, et au vu de l'état clairsemé de la végétation observée en 2023, il est vraisemblable que le seuil de semis après lequel la densité végétale n'augmente plus n'ait pas été atteint dans notre étude. À l'été 2024, l'observation des bourrelets créés par le balayage des bâches en plastique au moment de la mise en place du dispositif vient corroborer cette dernière affirmation puisque la végétation y est plus abondante que dans le reste du dispositif expérimental (figure 5-1) (Lethielleux-Juge, Communication personnelle). Il est cependant impossible de déterminer si la performance de la végétation sur ces amoncellements est liée à l'augmentation des quantités de semences, de celle des différents intrants de la bouillasse ou encore à une combinaison de ces éléments.

Figure 5-1 Dispositif expérimental sur la mine du Mont-Wright pendant la saison 2023. On peut apercevoir l'effet de l'accumulation de la bouillasse d'hydrosemis sur les végétaux.

L’augmentation de la dose de paillis n’a pas eu l’impact anticipé sur la richesse spécifique des végétaux, la couverture végétale, la biomasse aérienne, la teneur en matière organique du substrat et la rétention des éléments minéraux. En ce qui concerne la végétation, les paillis sont reconnus pour leur capacité à améliorer les conditions à l’interface sol-atmosphère de façon à les rendre propices au développement de la végétation, notamment en lien avec l’humidité (Dudeck et al., 1970; Mulumba et Lal, 2008; Norland, 2000; Roberts et Bradshaw, 1985; Sheldon et Bradshaw, 1977; Tordoff et al., 2000). Les paillis sont également reconnus pour leur capacité à piéger des semences de plantes adventices (Chambers et MacMahon, 1994). Plusieurs auteurs recommandent une utilisation de paillis de l’ordre de 1000 à 1700 kg/ha pour des travaux d’ensemencement hydraulique (Norland, 2000; Roberts et Bradshaw, 1985). À titre de comparaison, dans le cadre de notre projet, nous avons utilisé des doses de paillis variant entre environ 1500 kg/ha et 4000 kg/ha

et des doses de paillis à base de foin appliqué à des doses de 4500 kg/ha ont déjà été utilisées avec succès pour la végétalisation de résidus miniers par semis direct dans la région de Fermont. Malgré le fait que les paillis d'origine organique contribuent à bonifier la teneur en matière organique et en carbone des sols (Farooqi et al., 2018; A. Gagnon et al., 2021; Sumner et Miller, 1996), les doses de paillis appliquées dans le cadre de ce projet n'ont pas permis d'améliorer la teneur en carbone total au-delà de la limite de détection pour l'ensemble des parcelles du dispositif expérimental. Il est mentionné dans la littérature que l'impact des paillis sur la rétention des éléments fertilisants est fonction de leur décomposition en particules organiques chargées négativement (Nommik et Vahtras, 1982; Sumner et Miller, 1996). Considérant les taux de carbone en deçà de 0,1 % massique, il est probable que la quantité de paillis appliquée était insuffisante pour avoir un effet sur les teneurs des éléments nutritifs dans les parcelles. L'augmentation du nombre de couches a cependant permis de diminuer le taux d'ensevelissement de la parcelle par les résidus miniers et il est possible de supposer que l'effet protecteur des paillis ait pu contribuer à l'implantation de la végétation en diminuant l'érosion tel que décrit par (García-Fayos et Cerdà, 1997).

Le nombre de couches d'hydrosemis appliquées a eu un impact significatif sur le pourcentage de mycorhization des racines des végétaux récoltés dans les parcelles. Le même phénomène a été documenté en contexte agricole, où l'augmentation de la dose d'inoculant mycorhizien permet d'assurer une colonisation racinaire plus importante (Cornejo et al., 2009; Roussis et al., 2022). Cependant, dans ces études, l'augmentation du taux de colonisation racinaire par les CMA a eu un impact positif sur le rendement, ce qui n'a pas été le cas dans le cadre de nos travaux. Le pourcentage de mycorhization moyen relativement faible des végétaux récoltés dans notre dispositif expérimental reflète un début de mycorhization après 2 saisons de croissance, tel que décrit dans les travaux de (Juge et al., 2021). Gagnon et al., (2020) ont déterminé que la densité végétale avait un impact sur la mycorhization dans les résidus miniers acidogènes en forêt boréale. Bien que nous n'ayons pas quantifié la densité végétale dans le cadre de notre étude, la variation de la couverture végétale et de la biomasse aérienne récoltée ne semblait pas affecter le taux de mycorhization racinaires de la végétation.

Malheureusement, il est impossible de déterminer si l'augmentation de la colonisation des végétaux par des CMA est due à la dose d'inoculant puisque les analyses taxonomiques réalisées n'ont pas permis d'identifier des champignons appartenant aux Gloméromycètes dans les parcelles

expérimentales. Il a été démontré que la présence d'espèces de CMA adaptées à leur milieu peut avoir une influence déterminante sur le succès de la végétalisation (Enkhtuya et al., 2003; Maltz et Treseder, 2015), et que ces espèces évoluent dans le temps (Asmelash et al., 2016; Hartnett et al., 1993; Jeffries et al., 2003; Juge et al., 2021; Van Der Heijden et al., 1998). Par exemple, lors de travaux de végétalisation par semis direct réalisés sur des résidus miniers dans la région de Fermont, le genre *Claroideoglomus* était dominant dans les premières années après ensemencement et il a fallu attendre environ 5 ans avant de voir apparaître le genre *Rhizophagus* dans les parcelles végétalisées (Juge et al., 2021). Le genre *Claroideoglomus* a également été retrouvé dans la parcelle témoin la plus proche de notre dispositif expérimental. Juge et al., (2021) n'avaient pas utilisé d'inoculant et ont donc supposé que les CMA retrouvés dans leurs parcelles expérimentales dans les premières années post-végétalisation provenaient du fumier de poulet et des paillis utilisés. Dans le cadre de nos travaux, il semblerait que le fumier utilisé ne soit pas à l'origine des mycorhizes retrouvées dans notre dispositif. En effet, le procédé de cubage de la compagnie Acti-sol pasteurise le fumier à plus de 70 degrés Celsius et des travaux réalisés sur le champignon *Glomus fasciculatum* ont démontré une perte d'infectivité des différentes structures présentes sur des racines mycorhizées suite à une exposition à une température de 52,5 degrés Celsius pendant 10 minutes (Acti-sol, 2023a; Menge et al., 1979). Il est cependant possible que les fientes d'outardes observées sur notre dispositif soient à l'origine de la présence de mycorhizes à arbuscules, comme en témoignent les travaux de Correia et al., (2019). La préparation de terrain pour l'aménagement du bassin B+ pourrait aussi potentiellement expliquer la présence de champignons mycorhiziens à arbuscules non inoculés dans notre dispositif. En effet, les travaux de Chaudhary et al., (2020) ont démontré que les spores de plusieurs espèces de CMA ont la capacité de se déplacer dans l'air sur des distances de plus de 2 km suite à des perturbations anthropiques. On peut donc supposer que les travaux d'enlèvement de la végétation et de la couche de mort-terrain pour la préparation d'un réservoir aient comme conséquence de mettre des quantités considérables de spores de CMA en suspension dans l'air.

L'augmentation de la dose de fertilisant ne semble pas avoir favorisé la présence d'une biomasse aérienne plus importante même si les teneurs foliaires en N, P et K variaient significativement selon l'augmentation de la dose d'hydrosemis appliquée. Malgré ces différences, l'intervalle de valeurs obtenues pour ces trois éléments correspondait à l'intervalle attendu pour les teneurs foliaires des prairies agricoles fertilisées adéquatement, ce qui signifie que la dose d'engrais associée à une

couche d'hydrosemis est toujours suffisante à la fin de la deuxième saison après ensemencement (Manitoba Government, 2007). Aucune différence significative entre les teneurs en N, P et K des sols n'a été observée pour les parcelles expérimentales ayant reçu un nombre de couches différentes. Aussi, l'azote étant le principal élément limitant pour les écosystèmes terrestres (Chapin III et al., 2011), les teneurs très faibles en azote total dans le substrat du dispositif expérimental et l'absence de Légumineuses laissent entrevoir un besoin de fertiliser à nouveau la parcelle ensemencée dans les prochaines années. Il est difficile de déterminer avec exactitude quelle proportion des fertilisants apportés lors de l'ensemencement initial a été utilisée par la végétation. Cependant, considérant que les teneurs foliaires en différents minéraux étaient dans l'intervalle normal de fertilité pour cette culture (Manitoba Government, 2007), une dose de fertilisants plus élevée n'est peut-être pas justifiable économiquement ou sur le plan environnemental. Cette dernière affirmation devrait être considérée avec prudence étant donné le faible volume de biomasse récoltée. Plusieurs auteurs mentionnent cependant les effets bénéfiques du fractionnement des apports fertilisants sur les cultures et l'environnement (CRAAQ, 2013; Peters, 1995; Sheldon et Bradshaw, 1977; Young et al., 2015).

Bien que les teneurs foliaires en N, P, K et Na variaient en fonction du nombre de couches appliquées, des analyses de régression linéaires n'ont pas permis de déceler des tendances entre ces variables et les taux de mycorhization observés dans les parcelles expérimentales. Le statut nutritionnel des plantes ne semble donc pas avoir eu d'influence sur la mycorhization contrairement à ce qui a été décrit dans la littérature (Hayman, 1986; Menge et al., 1978; Sylvia et Neal, 1990). Les CMA sont reconnues pour leur rôle dans l'acquisition de plusieurs nutriments, notamment le P (Ferrol et al., 2016; Li et al., 2018; Van Der Heijden et al., 2006), le N (Barea et al., 1987), ainsi que le fer, le cuivre, le zinc, le potassium, le soufre et le manganèse (Ferrol et al., 2016; Tamayo et al., 2014; Zhang et al., 2014). Les teneurs foliaires obtenues pour ces éléments ne présentaient pas non plus d'interactions avec les taux de mycorhization lors d'analyses de régressions linéaires, ce qui suggère que les CMA n'ont pas eu d'influence sur le statut nutritionnel de la végétation dans le cadre de notre projet.

Les mycorhizes à arbuscules ont la capacité d'aider leurs plantes hôtes à faire face à différents stress, tels qu'une salinité élevée (Gianinazzi et al., 2010). Dans notre étude, les teneurs foliaires obtenues pour le sodium ont diminué en fonction du nombre de couches appliquées, tandis que les taux de mycorhization augmentaient. Cependant, aucune tendance n'a été décelée entre les teneurs

foliaires en Na et le taux de mycorhization, ce qui pourrait s'expliquer par le stade très précoce de la mycorhization racinaire et/ou par une bonne tolérance des espèces végétales au taux de salinité rencontré.

Plusieurs auteurs décrivent l'influence négative de la fertilisation sur le développement de la symbiose mycorhizienne (Corkidi et al., 2002; Hayman, 1986; Kahiluoto et al., 2000; Linderman et Davis, 2004; Menge, 1982; Ortas, 2012; Sylvia et Neal, 1990). Les analyses de régression linéaire effectuées n'ont pas permis d'observer d'interactions entre les concentrations en P dans le sol lors de la deuxième saison de croissance et les taux de mycorhization. Les concentrations en azote n'ont pas été étudiées puisque seulement une parcelle présentait une concentration en azote supérieure au seuil de détection. Dans le cadre de nos travaux, la variation de la dose de fertilisants appliquée dans le sol ne semble donc pas avoir eu d'influence particulière sur le développement des CMA. Une certaine quantité d'éléments nutritifs peut cependant être bénéfique, voire nécessaire au développement des symbioses mycorhiziennes, tel que décrit par Treseder et Allen (2002).

5.3 Influence de la pente

Dans le cadre de nos travaux, l'effet de pente a eu une influence plus marquée que l'effet de dose pour la plupart des paramètres de réponse des plantes. Cependant, considérant l'absence de différences significatives entre le haut et le bas de pente pour la plupart des éléments fertilisants dans le sol et la mycorhization, la pente ne semble pas avoir eu d'influence majeure sur ces paramètres explicatifs.

L'effet de pente était particulièrement marqué pour la biomasse aérienne et la couverture végétale. Certains auteurs mentionnent qu'il est possible d'observer un enrichissement en éléments nutritifs ou encore des effets bénéfiques sur la végétation située en aval de sites subissant des pertes d'éléments fertilisants (Lafond et al., 1992; Oberbauer et al., 1989; Pedersen et al., 2022). Nous n'avons pas observé d'enrichissement en N, P et K dans le sol des parcelles situées en bas de pente et les teneurs foliaires en N, P, et K n'étaient pas plus élevées en bas de pente. Il est donc possible de supposer que le mécanisme de lessivage ait été plus important que le ruissellement sur notre dispositif expérimental. La rétention des fertilisants chimiques appliqués dans un substrat face au lessivage dépend en grande partie de sa capacité d'échange cationique (CRAAQ, 2013). Les

résidus miniers de mine de fer de granulométrie sableuse, présentant une fraction argileuse très faible et peu ou pas de matière organique, ont une CEC très faible et donc un pouvoir de rétention des éléments fertilisants très faible (CRAAQ, 2013; Juge et al., 2021).

Les concentrations en K et Mg dans le substrat en milieu de pente (MP) étaient significativement plus élevées qu'en haut de pente (HP). Un phénomène similaire était observable pour les concentrations en Al, Ba et Zn, plus élevées en MP et en BP qu'en HP. Hormis le Ba qui présentait des teneurs en BP significativement supérieures aux deux autres hauteurs au moment de la caractérisation initiale, les quatre autres éléments mentionnés plus haut ne présentaient pas de différences significatives entre les hauteurs de pente au moment de la caractérisation initiale du substrat avant l'ensemencement du dispositif. Il est possible de supposer que le K, le Mg, l'Al et le Zn (figure 4-11) migrent sous l'effet de la pente et que la végétation, plus abondante en BP, est responsable des concentrations moins importantes en BP lorsque comparées au MP pour le K et le Mg. Tel qu'anticipé, l'épaisseur du dépôt de résidus miniers érodés était significativement plus élevée en BP qu'en MP et HP. Dans les cas d'érosion hydrique, le matériel tend à se déplacer du haut vers le bas de pente, ce qui résulte en une accumulation en bas de pente (Bussière et Guittonny, 2020; CRAAQ, 2013; Lafond et al., 1992; Moreno-de las Heras et al., 2010). Ce phénomène a été observé dans le cadre de nos travaux. Également, les travaux de Burton et al., (2006) suggèrent qu'une couverture végétale de 70 % serait suffisante pour limiter les phénomènes d'érosion éolienne dans les pentes abruptes. Ce seuil n'a pas été atteint pour aucun des traitements dans le cadre de notre étude. Des signes de ravinement sur les résidus miniers et de glissement de la matrice d'hydrosemis étaient également visibles à plusieurs endroits sur notre dispositif expérimental (figure 5-2). Cependant, la matrice d'hydrosemis était observable pour l'ensemble des prises de mesures de profondeur d'ensevelissement. Les particules érodées semblaient donc provenir principalement de l'extérieur du dispositif expérimental. Le couvert végétal insuffisant dans la zone tampon à l'extérieur du dispositif n'a probablement pas été en mesure de limiter les phénomènes d'érosion, déjà bien documentés dans les parcs à résidus miniers de la région de Fermont par Juge et Cossette (2015).

Le taux d'ensevelissement de la surface du sol était cependant plus élevé en haut de pente qu'en milieu et bas de pente ce qui suggère que les résidus érodés provenant de l'extérieur de la parcelle étaient plus problématiques en haut de pente. Les conditions érosives sont décrites dans la littérature comme un élément déterminant le succès de végétalisation (García-Fayos et Cerdà,

1997; Juge et Cossette, 2015) et la tendance négative faible entre le taux de surface ensevelie et le couvert végétal (R^2 = 0,4) (ANNEXE T) semble aller en ce sens. L'entreprise Irrigation NORCO inc. recommande notamment d'ensemencer des parcelles d'une superficie minimale de 15 ha afin de limiter les problématiques en lien avec l'ensevelissement par les résidus miniers (Normand Cossette, communication personnelle). Une autre analyse de corrélation linéaire a permis de déterminer qu'il existait une tendance positive faible entre l'épaisseur du dépôt d'ensevelissement et le couvert végétal (R^2 = 0,3) (ANNEXE U). Le couvert végétal plus important en bas de pente pourrait en partie expliquer le phénomène d'accumulation observé en raison de l'effet brise-vent de la végétation et de sa capacité à ralentir la vitesse de l'eau à la surface du sol (Juge et Cossette, 2015; Löbmann et al., 2020). Aucune tendance n'a été décelée entre le taux ou l'épaisseur d'ensevelissement et la biomasse aérienne sèche.

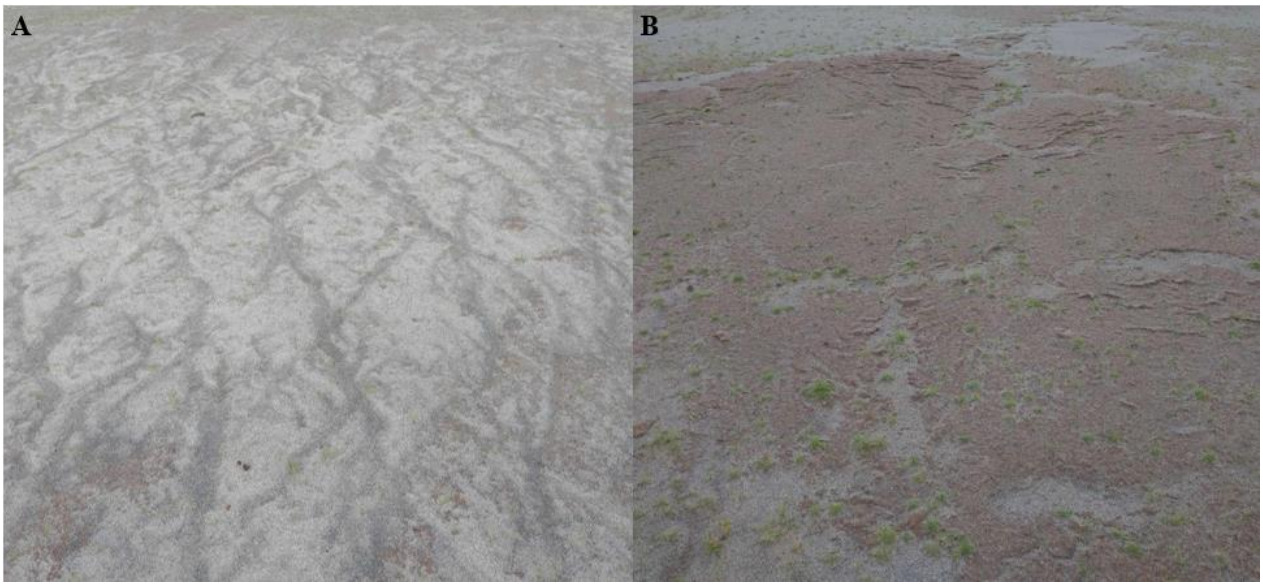


Figure 5-2 Photos prises le 7 septembre 2023 dans notre dispositif expérimental sur le barrage A de la mine du Mont-Wright. Des signes de ravinement (A) et de glissement de la matrice d'hydrosemis (B) ont été observés lors de notre visite. La photo A présente une vue à partir d'en haut tandis que la photo B présente une vue à partir d'en bas.

L'emplacement des parcelles sur la pente a eu un effet limité sur la richesse végétale, mais a semblé avoir une influence sur l'abondance des différentes espèces ensemencées. La perte de semences à la suite de travaux d'ensemencement hydraulique varie selon les différentes espèces ensemencées. Dans les travaux de Sheldon et Bradshaw (1977), les semences de plus petites tailles étaient moins sensibles à l'érosion que les semences de taille plus importante. Ce phénomène pourrait expliquer

en partie l'abondance de *Festuca* en haut de pente puisque les graines de *Festuca* sont de plus petite taille que celles de *Lolium*, l'espèce la plus abondante en bas de pente. Les mêmes auteurs, ayant travaillé sur *Lolium perenne* dans un contexte d'ensemencement hydraulique de résidus miniers sableux, mentionnent également que l'espèce est sensible aux conditions d'humidité et donc potentiellement mieux adaptée au bas de pente (Sheldon et Bradshaw, 1977). *Festuca rubra* est quant à elle reconnue pour sa capacité d'adaptation à des conditions difficiles telles que celles des résidus miniers de la région de Fermont, notamment les conditions de sécheresse (Juge et al., 2021). Les résultats obtenus dans le cadre de notre étude corroborent donc l'affirmation de Sheldon et Bradshaw (1977) et de Juge et Cossette (2015) selon laquelle il est primordial d'avoir un mélange de semences diversifié pour s'adapter aux conditions changeantes des sites ensemencés.

L'emplacement sur la pente ne semble cependant pas avoir eu d'effet sur la présence de plantes adventices 2 ans après la mise en place du dispositif expérimental puisque leur abondance était limitée. De plus, peu d'adventices retrouvées étaient présentes dans les parcelles témoins à proximité. En contexte méditerranéen, des plantes adventices ont aussi été retrouvées à la deuxième saison après ensemencement hydraulique dans des pentes abruptes (Brofas et Varelides, 2000). Juge et al., (2021) ont déterminé que le couvert végétal était constitué jusqu'à 20 % d'espèces adventices vivaces deux ans après ensemencement par semis direct dans la région de Fermont. Le processus de succession végétale semble donc un peu plus long pour les parcelles dans des pentes recouvertes de résidus miniers ayant été hydroensemencées dans le même contexte climatique. Les parcelles naturelles les plus près du dispositif étaient toutes situées en aval du barrage A. Considérant que la dispersion secondaire des espèces végétales barochores dépend majoritairement de la gravité, il se pourrait que la colonisation vers le haut de la pente soit difficile pour ces adventices (Cerdà et García-Fayos, 1997; Chambers et MacMahon, 1994). Les cinq genres de plantes adventices identifiés dans notre dispositif expérimental, soit *Amaranthus*, *Chenopodium*, *Leucanthemum*, *Matricaria* et *Rumex*, semblent dépendre en partie de la gravité pour disperser leurs semences (Bassett et Crompton, 1978; Clements et al., 2004; Costea et al., 2004; European Herbicide Resistance Action Committee, s. d.; Stopps et al., 2011). La présence d'oiseaux sur notre dispositif expérimental pourrait cependant accélérer le processus de colonisation naturelle par des adventices à moyen long terme (Correia et al., 2019; Heleno et al., 2011).

5.4 Défis rencontrés et limites

5.4.1 Période du semis

Malgré une planification rigoureuse, les aléas du travail sur un site minier en activité nous ont confrontés à plusieurs défis. La présente section se veut un retour non exhaustif sur les différents défis rencontrés et présente quelques pistes de solution ou éléments à considérer pour les futurs professionnels qui souhaiteraient reproduire et améliorer l'expérience que nous avons réalisée.

À la suite de contraintes techniques et organisationnelles, la date d'ensemencement du dispositif expérimental a été reportée au 13 et 14 août 2022. Considérant la courte saison de croissance dans la région de Fermont (Natural Resources Canada, 2022), cette date de semis tardive a probablement limité le potentiel de développement des plantes annuelles ainsi que l'implantation des bisannuelles et des plantes vivaces. Dans la littérature, il est mentionné que la date de semis peut avoir une influence majeure sur le développement, la productivité et même la survie de plusieurs espèces de plantes fourragères (Foster et Malhi, 2013; Hall, 1995; Klebesadel, 1969; Strand et Fribourg, 1973). Une étude réalisée dans le Tennessee a démontré que les conditions climatiques pouvaient avoir une influence sur l'établissement des Légumineuses à court terme (Strand et Fribourg, 1973). Une autre étude réalisée en Pennsylvanie mentionne qu'à partir du 1er août, pour chaque journée où le semis était retardé, les auteurs ont observé à la saison suivante des pertes de rendement en matière sèche de plus de 110 kg/ha/jour de retard pour le trèfle rouge et de plus de 80 kg/ha/jour de retard pour le lotier corniculé, deux espèces ensemencées dans notre dispositif. Le même phénomène était également observable pour différentes Graminées, mais à des dates généralement plus tardives (Hall, 1995). La date de semis utilisée dans des projets de végétalisation pourrait donc favoriser certaines familles de plantes en fonction de la date de semis et des conditions climatiques présentes au moment de l'implantation. Dans le cadre de notre étude, il est possible que la date de semis tardive ait limité la capacité d'implantation des Légumineuses.

Une étude réalisée dans le nord de la Saskatchewan a également démontré que le rendement en matière sèche de plusieurs cultures annuelles, dont l'avoine, était affecté significativement par la date de semis. Les auteurs mentionnent cependant que la date de semis avait une importance secondaire lorsque les précipitations étaient présentes en quantité suffisante au moment où la végétation en avait besoin (Foster et Malhi, 2013). À en juger par l'historique des précipitations mensuelles entre 1981 et 2010, la pluviométrie ne semble pas être un enjeu dans la région de

Fermont pour l'instant (Environnement et Changement climatique Canada, 2022). Une autre étude portant sur le seigle d'automne réalisé en Alaska mentionne que la date de semis peut avoir une influence sur la survie hivernale des semis. Les pertes hivernales se multiplient donc si l'on sème avant ou après la plage idéale pour cette espèce. Cependant, les plantes semées plus tôt en saison produisaient une quantité de matière sèche plus importante à la saison suivante et de façon plus hâtive (Klebesadel, 1969). Dans un contexte de végétalisation des sites miniers en région nordique, il semble important de semer tôt afin d'obtenir la biomasse la plus abondante possible et donc, l'effet brise-vent le plus prononcé possible (Lethielleux-Juge et Cossette, 2020).

5.4.2 Faune aviaire

Un autre problème rencontré dans le cadre de nos travaux fut la présence de faune aviaire dans notre dispositif. Deux espèces présentes abondamment ont été identifiées, soit la Bernache du Canada (*Branta canadensis*) ainsi que l'Alouette hausse-col (*Eremophila alpestris*) (figure 5-3). Considérant sa diète granivore (Peterson, 2004), l'Alouette hausse-col était présente à l'automne 2022 au moment où les semences venaient tout juste d'être semées. Bien que nous n'ayons pas pu quantifier son impact, il est possible de supposer que sa présence ait nui à l'implantation de plusieurs espèces présentes dans notre mélange de semences. Contrairement à l'Alouette hausse-col, la Bernache du Canada est un oiseau principalement herbivore (Peterson, 2004). Cette espèce a été observée en train de se nourrir dans notre dispositif en 2022 ainsi qu'en 2023. Lors des suivis réalisés en 2023, des signes de broutage ainsi que des excréments de Bernaches ont été observés de façon uniforme sur l'ensemble de notre dispositif. La Bernache du Canada est reconnue pour avoir des effets négatifs sur les productions agricoles(French et Parkhurst, 2009). À l'extérieur de son aire de répartition naturelle, elle est considérée comme une espèce exotique envahissante néfaste pour la biodiversité (Adriaens et al., 2020; French et Parkhurst, 2009). En milieu rural, les Bernaches semblent avoir une préférence pour les plantes fourragères fraîchement semées. Le surbroutage par la bernache du Canada peut occasionner des dommages aux cultures causant des problématiques d'érosion et des pertes financières importantes (Adriaens et al., 2020; French et Parkhurst, 2009). La Bernache du Canada niche habituellement sur des sites situés à proximité d'une masse d'eau et présentant de la nourriture en abondance. Elles affectionnent particulièrement les îles de petites tailles au milieu de ces plans d'eau, telles que les zones non inondées du bassin

B+, puisqu'elle y est moins vulnérable vis-à-vis ses prédateurs (Adriaens et al., 2020). Dans le cadre de nos travaux, notre dispositif expérimental d'une dimension relativement limitée et à proximité d'un habitat de nidification adéquat a probablement contribué à la surutilisation de nos parcelles par cet oiseau. L'installation d'un dispositif d'effarouchement, d'exclos ou d'une station d'appâtage aurait pu contribuer à limiter l'impact négatif de ces oiseaux sur notre dispositif (French et Parkhurst, 2009).

Figure 5-3 Alouettes hausse-col (gauche) et Bernache du Canada (droite) en train de se nourrir à l'intérieur du dispositif expérimental sur la mine du Mont-Wright.

5.4.3 Biomasse racinaire

Aussi, considérant l'impact potentiel important des oiseaux sur la biomasse aérienne de la végétation, l'analyse de la biomasse racinaire aurait probablement été un indicateur pertinent et plus adéquat afin de comparer l'influence des différents traitements sur la végétation (Hirte et al., 2017). La bouillasse d'hydrosemis dans laquelle se développent initialement les racines de la végétation est constituée de paillis fins. Ces fines particules de matière organique étaient difficilement séparables des racines fines de la végétation présente dans notre dispositif, ce qui nous a empêchés de réaliser cette analyse supplémentaire sur les échantillons récoltés. Ce phénomène a déjà été documenté dans la littérature (Hirte et al., 2017). Il aurait été nécessaire de trouver un compromis entre la taille des mailles de notre tamis et le taux de récupération de racine visée. Hirte et al., (2017) ont travaillé sur des racines de maïs et ont déterminé que 40 % du matériel récolté dans le cadre de leurs travaux n'était pas des racines de maïs, mais plutôt des racines mortes

appartenant à un précédent cultural. Le développement d'une méthode facilitant le nettoyage des racines ayant poussé dans de la bouillasse d'hydrosemis devrait donc tenir compte de la potentielle surévaluation de la biomasse racinaire en raison des débris présents dans l'échantillon récolté.

5.4.4 Influence isolée des facteurs

Dans le cadre de nos travaux, l'influence de la pente n'a pas été isolée de l'influence de la dose puisque notre dispositif expérimental a été réalisé uniquement sur le barrage A, qui présente une pente de 33%. L'effet dose aurait pu être isolé en réalisant des parcelles expérimentales en terrain plat dans le parc à résidus. En temps normal, l'ensemencement hydraulique est réservé aux sites présentant des topographies limitantes pour la machinerie agricole. Cependant, l'information fournie par des parcelles en terrain plat sur le même type de substrat nous aurait permis de mieux comprendre les phénomènes en lien avec la pente lors de travaux de végétalisation par ensemencement hydraulique sur des résidus de mine de fer en contexte nordique.

5.4.5 Provenance des propagules de CMA

Dans le cadre de nos travaux, les analyses taxonomiques n'ont pas permis de déterminer avec certitude la contribution de l'inoculant mycorhizien aux taux de mycorhization observés dans notre dispositif expérimental. Puisque nous n'avons pas procédé à l'analyse des différents intrants : paillis, fumier, inoculant mycorhizien, nous ne sommes pas en mesure de nous avancer quant à la provenance des mycorhizes observées dans les racines des plantes récoltées sur le dispositif expérimental. Comparativement au semis direct, les intrants utilisés en ensemencement hydraulique sont relativement stériles et dépourvus de propagules (Juge et al., 2021). Il aurait donc été intéressant de déterminer la provenance ou les sources d'organismes impliqués dans la mycorhization arbusculaire des parcelles de notre dispositif expérimental. L'évolution de la communauté de CMA par rapport à celles observées dans le cadre de végétalisation par semis direct devrait également être approfondie.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce projet visait à obtenir davantage d'information sur le résultat de travaux d'ensemencements hydrauliques effectués sur des résidus de mines de fer en contexte nordique. L'influence de la dose appliquée et de la hauteur sur la pente ont été étudiées sur les réponses de la végétation et des mycorhizes à arbuscules, ainsi que sur les propriétés du substrat. À la fin de la deuxième saison de croissance, un couvert végétal composé majoritairement de plantes pérennes était présent sur l'ensemble du dispositif et plusieurs espèces de plantes adventives avaient déjà colonisé le dispositif expérimental. Le genre *Festuca* est apparu dominant dans les conditions difficiles puisqu'elle était l'espèce la plus abondante en haut de pente et aux endroits ayant reçu la dose d'hydrosemis la plus faible alors que le genre *Lolium* est apparu dominant dans les conditions plus clémentes puisqu'elle était l'espèce la plus abondante sur des parcelles situées en bas de pente et ayant reçu la dose d'hydrosemis la plus élevée. Le taux de mycorhization de la végétation ensemencée était maximal pour les parcelles ayant reçu la dose de bouillasse la plus importante. Bien que relativement faibles, les taux de mycorhization obtenus sont caractéristiques des taux obtenus après deux saisons de croissance dans la région. Des traces d'érosion et des mouvements de résidus ont été observés sur l'ensemble du dispositif, avec des surfaces ensevelies sous des résidus déplacés plus importantes en haut de pente. La profondeur d'ensevelissement plus élevée en bas de pente suggère une accumulation des résidus érodés plus haut.

Les informations en lien avec les espèces végétales les mieux adaptées selon l'emplacement sur la pente permettront de guider les praticiens et les professionnels dans la sélection du meilleur mélange de semences pour la végétalisation des talus miniers recouverts de résidus de mine de fer en conditions nordiques. Le projet a également permis de faire avancer les connaissances en lien avec l'établissement de la symbiose mycorhizienne arbusculaire suite à des travaux d'ensemencement hydraulique.

À la lumière des résultats obtenus et du travail accompli, cinq recommandations ont été formulées. Ces recommandations visent à peaufiner davantage la méthode utilisée dans le cadre des travaux d'ensemencement hydraulique :

1. Ce projet a souligné l'intérêt et l'importance d'utiliser un mélange de semence diversifié. La diversité des espèces utilisées permet de faire face aux différentes conditions rencontrées sur les sites miniers à végétaliser par la méthode d'ensemencement hydraulique. Cependant,

considérant la faible proportion d'espèces ensemencées qui ont été retrouvées dans le dispositif, il serait pertinent de suivre à plus long terme l'évolution des communautés végétales et de répéter l'expérience dans d'autres conditions, notamment des dates de semis plus hâtives, afin de s'assurer que l'ensemble des espèces du mélange contribuent à la végétalisation. Le retrait d'espèces superflues pourrait présenter des gains économiques importants pour les parties impliquées dans les travaux de végétalisation.

2. À l'instar de la recommandation précédente, il serait pertinent de continuer à suivre l'évolution de la mycorhization et de procéder à de nouvelles analyses taxonomiques sur le dispositif expérimental ainsi que sur d'autres sites hydroensemencés afin de vérifier que l'inoculant ajouté contribue bel et bien à la mycorhization de la végétation ensemencée. Le retrait de l'inoculant du mélange d'hydrosemis advenant la non-contribution de celui-ci à la mycorhization des végétaux pourrait entraîner une diminution intéressante des coûts associés aux travaux d'ensemencement.
3. Pour les travaux d'ensemencements hydrauliques dans la région de Fermont, une date de semis hâtive devrait être priorisée afin de permettre une production de biomasse végétale la plus importante possible pour les plantes annuelles. Une biomasse importante à la première saison de croissance maximise les effets brise-vents et plantes-abri par les espèces annuelles présentes dans les mélanges de semences utilisés.
4. Pour les sites miniers utilisant une approche de végétalisation progressive, l'emplacement choisi pour les travaux d'ensemencements devrait tenir compte de la topographie du site afin de limiter les problématiques liées à l'érosion et de maximiser les retombées liées aux travaux effectués. Les travaux initiaux sur des parcelles en haut de pente devraient être priorisés.
5. Pour les travaux réalisés à proximité d'habitats de nidification d'espèces herbivores grégaires telles que la Bernache du Canada, des mécanismes d'effarouchement ou des exclos devraient être mis en place afin de maximiser le développement de la végétation dans les premières années suivant les travaux d'ensemencements.

Également, deux éléments à approfondir ont été identifiés afin de faire cheminer les connaissances sur la restauration des sites miniers présentant des caractéristiques similaires à notre site expérimental :

- Les Légumineuses ont la capacité de fixer l'azote atmosphérique par l'entremise de leur association avec des bactéries du genre *Rhizobium*. Considérant l'importance de l'azote pour la végétation et les écosystèmes dans un contexte de succession primaire, il serait important d'investiguer pourquoi les Légumineuses ont peu réussi à s'implanter dans notre dispositif expérimental (figure 6-1). L'approfondissement de ces paramètres pourrait permettre de planifier des interventions ou d'appliquer des modifications au mélange d'hydrosemis en vue d'atténuer les contraintes liées à l'établissement des Légumineuses dans les pentes recouvertes de résidus miniers et ainsi favoriser les successions végétales sur les sites miniers.

Figure 6-1 Un trèfle retrouvé à l'intérieur de notre dispositif expérimental en septembre 2023.

- Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude n'ont pas permis de déterminer avec précision le potentiel de toxicité du fer présent dans les résidus miniers. Vu les teneurs totales résiduelles élevées de cet élément dans les résidus, il serait pertinent de valider leur innocuité des résidus de mines de fer de la région de Fermont vis-à-vis des différentes espèces végétales ensemencées. Des analyses portant sur la quantité de fer présent dans le substrat

et disponible pour les végétaux (Mehlich-3) ainsi que des analyses foliaires réalisées sur du matériel préalablement nettoyé dans une solution savonneuse seraient un bon point de départ. Aussi, un article de vulgarisation paru en 2015 émet l'hypothèse que les végétaux poussant dans des résidus de mines de fer de la région sont protégés par les mycorhizes à arbuscules via l'accumulation de fer dans les tissus fongiques (Juge et Cossette, 2015). Il pourrait être intéressant de valider cette hypothèse considérant les faibles taux de mycorhization dans les premières années suivant l'implantation de la végétation.

RÉFÉRENCES

Acti-sol. (2023a). *Avantages pour les producteurs*. https://acti-sol.ca/avantages-pour-les-producteurs/?id_document=162#1460649927593-9af91bee-8b50

Acti-sol. (2023b). *Engrais naturel à usage multiple (pur fumier de poule) 5-3-2*. https://acti-sol.ca/engrais/engrais-naturel-a-usages-multiples-pur-fumier-de-poule-5-3-2/#onglets-produit

Adriaens, T., Close, A., Robertson, P. A., Maillard, J.-F., Guillemain, M., Pernollet, C. A. et Huysentruyt, F. (2020). Canada Goose (Branta canadensis Linnaeus, 1758). Dans *Invasive birds: global trends and impacts* (p. 223-231). CABI Wallingford UK.

Afzal, I., Javed, T., Amirkhani, M. et Taylor, A. G. (2020). Modern seed technology: Seed coating delivery systems for enhancing seed and crop performance. *Agriculture*, *10*(11), 526.

Aird, J. (2008). Hydroseeding Tips. *Erosion Control*.

Albaladejo Montoro, J., Alvarez Rogel, J., Querejeta, J., Díaz, E. et Castillo, V. (2000). Three hydro-seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. *Land degradation & development*, *11*(4), 315-325.

Aldon, E. F. (1978). Endomycorrhizae enhance shrub growth and survival on mine spoils. *The reclamation of disturbed arid lands*, 174-179.

Allison, F. E. (1965). *Decomposition of wood and bark sawdusts in soil, nitrogen requirements and effects on plants*. Agricultural Research Service, US Department of Agriculture.

Álvarez-Mozos, J., Abad, E., Goñi, M., Giménez, R., Campo, M., Díez, J., Casalí, J., Arive, M. et Diego, I. (2014). Evaluation of erosion control geotextiles on steep slopes. Part 2: Influence on the establishment and growth of vegetation. *Catena*, *121*, 195-203.

Amanullah, M. M., Somasundaram, E., Vaiyapuri, K. et Sathyamoorthi, K. (2007). Poultry manure to crops–A review. *Agricultural reviews*, *28*(3), 216-222.

Andrés, P. et Jorba, M. (2000). Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology*, *8*(3), 268-275.

Applestein, C., Bakker, J. D., Delvin, E. G. et Hamman, S. T. (2018). Evaluating seeding methods and rates for prairie restoration. *Natural Areas Journal*, *38*(5), 347-355.

ArcelorMittal. (2019, 7 juin). ArcelorMittal Tailings Storage Facilities. file:///C:/Users/maxla/OneDrive/Bureau/M%C3%A9thodologie/arcelormittal-tailings-storage-facilities-coe.pdf

ArcelorMittal Exploitation minière Canada. (s.d.). Projet d'aménagement de nouveaux bassins d'eau de procédé et de sédimentation à la mine de Mont-Wright à Fermont : Capsule sécurité des digues et barrages. https://voute.bape.gouv.qc.ca/dl/?id=00000323718

Artursson, V., Finlay, R. D. et Jansson, J. K. (2006). Interactions between arbuscular mycorrhizal fungi and bacteria and their potential for stimulating plant growth. *Environmental microbiology*, *8*(1), 1-10.

Ashworth, A., Chastain, J. et Moore Jr, P. (2020). Nutrient characteristics of poultry manure and litter. *Animal manure: Production, characteristics, environmental concerns, and management*, *67*, 63-87.

Ashworth, J., Keyes, D., Kirk, R. et Lessard, R. (2001). Standard procedure in the hydrometer method for particle size analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *32*(5-6), 633-642.

Asmelash, F., Bekele, T. et Birhane, E. (2016). The potential role of arbuscular mycorrhizal fungi in the restoration of degraded lands. *Frontiers in microbiology*, *7*, 1095.

Association Canadienne des Producteurs de Semences. (2023). *Qu'est-ce qu'une semence canadienne certifiée ?* https://seedgrowers.ca/fr/agriculteurs/quest-ce-quune-semence-canadienne-certifiee/

Bagyaraj, D., Sharma, M. P. et Maiti, D. (2015). Phosphorus nutrition of crops through arbuscular mycorrhizal fungi. *Current Science*, 1288-1293.

Barea, J., Azcón-Aguilar, C. et Azcón, R. (1987). Vesicular-arbuscular mycorrhiza improve both symbiotic N2 fixation and N uptake from soil as assessed with a 15N technique under field conditions. *New Phytologist*, *106*(4), 717-725.

Barr, S., Jonas, J. L. et Paschke, M. W. (2017). Optimizing seed mixture diversity and seeding rates for grassland restoration. *Restoration Ecology*, *25*(3), 396-404.

Barrette, D., Marchand, P., Nguena Nguefack, H. L. et Guittonny, M. (2022). The effects of agronomic herbaceous plants on the soil structure of gold mine tailings and the establishment of boreal forest tree seedlings. *Water, Air, & Soil Pollution*, *233*(1), 16.

Bassett, I. et Crompton, C. (1978). THE BIOLOGY OF CANADIAN WEEDS.: 32 Chenopodium album L. *Canadian Journal of Plant Science*, *58*(4), 1061-1072.

Baumont, R., Bastien, D., Férard, A., Maxin, G. et Niderkorn, V. (2016). Les intérêts multiples des légumineuses fourragères pour l'alimentation des ruminants. *Fourrages*, *227*, 171-180.

Beaulieu, M. (2021). Guide d'intervention—protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques, Québec.

Becker, M. et Asch, F. (2005). Iron toxicity in rice—conditions and management concepts. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, *168*(4), 558-573.

Bezemer, T. M., Lawson, C. S., Hedlund, K., Edwards, A. R., Brook, A. J., Igual, J. M., Mortimer, S. R. et Van der Putten, W. H. (2006). Plant species and functional group effects on abiotic and microbial soil properties and plant–soil feedback responses in two grasslands. *Journal of Ecology*, *94*(5), 893-904.

Blade, S. et Slinkard, A. (2002). New crop development: The Canadian experience. *Trends in New Crops and New Uses. J Janick and A Whipkey (Editors). ASHS Press, Alexandria*.

Blankenship, W. D., Condon, L. A. et Pyke, D. A. (2020). Hydroseeding tackifiers and dryland moss restoration potential. *Restoration Ecology*, *28*, S127-S138.

Blight, G. et Amponsah Da Costa, F. (2001). On the mechanics of wind erosion from tailings dams. Dans *Tailings and Mine Waste 2001* (p. 189-196). CRC Press.

Bochet, E. et García-Fayos, P. (2004). Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration ecology*, *12*(2), 166-174.

Bochet, E., García-Fayos, P. et Tormo, J. (2007). Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part I: seed dispersal and spontaneous colonization. *Restoration Ecology*, *15*(1), 88-96.

Bockstette, S. W., Pinno, B. D., Dyck, M. F. et Landhäusser, S. M. (2017). Root competition, not soil compaction, restricts access to soil resources for aspen on a reclaimed mine soil. *Botany*, *95*(7), 685-695.

Bois, G., Piché, Y., Fung, M. et Khasa, D. (2005). Mycorrhizal inoculum potentials of pure reclamation materials and revegetated tailing sands from the Canadian oil sand industry. *Mycorrhiza*, *15*, 149-158.

Bolan, N. S., Szogi, A., Chuasavathi, T., Seshadri, B., Rothrock, M. et Panneerselvam, P. (2010). Uses and management of poultry litter. *World's Poultry Science Journal*, *66*(4), 673-698.

Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., Alexander, H., Alm, E. J., Arumugam, M. et Asnicar, F. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature biotechnology*, *37*(8), 852-857.

Bouchard, H., Guittonny, M. et 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.

Brant, J. B., Sulzman, E. W. et Myrold, D. D. (2006). Microbial community utilization of added carbon substrates in response to long-term carbon input manipulation. *Soil Biology and Biochemistry*, *38*(8), 2219-2232.

Brofas, G. et Varelides, C. (2000). Hydro-seeding and mulching for establishing vegetation on mining spoils in Greece. *Land degradation & development*, *11*(4), 375-382.

Brown, C. S. et Rice, K. J. (2001). *Inputs and maintenance for revegetation with native herbaceous species*.

Brown, M. R., Wolf, D. D., Morse, R. D. et Neal, J. L. (1983). *Viability of Rhizobium in fertilizer slurries used for hydroseeding* (nº 0047-2425). Wiley Online Library.

Brümmer, G., Gerth, J. et Herms, U. (1986). Heavy metal species, mobility and availability in soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, *149*(4), 382-398.

Buchholz, F. L. (2000). Polyacrylamides and poly (acrylic acids). *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*.

Bullock, J. M. et Moy, I. L. (2004). Plants as seed traps: inter-specific interference with dispersal. *Acta Oecologica*, *25*(1-2), 35-41.

Bureau de normalisation du Québec. (2017). Norme CAN/BNQ 2501-060 Sols - Détermination de la masse volumique du sol en place selon la méthode du cône de sable.

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

Burri, K., Gromke, C. et Graf, F. (2013). Mycorrhizal fungi protect the soil from wind erosion: a wind tunnel study. *Land Degradation & Development*, *24*(4), 385-392.

Burton, C. M., Burton, P. J., Hebda, R. et Turner, N. J. (2006). Determining the optimal sowing density for a mixture of native plants used to revegetate degraded ecosystems. *Restoration Ecology*, *14*(3), 379-390.

Bussiere, 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. et Guittonny, M. (2020). *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. CRC press.

Callaway, R. M. (1997). Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia*, *112*, 143-149.

Callaway, R. M., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Lortie, C. J., Michalet, R., Paolini, L., Pugnaire, F. I., Newingham, B. et Aschehoug, E. T. (2002). Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature*, *417*(6891), 844-848.

Camargo-Ricalde, S. L. (2002). Dispersal, distribution and establishment of arbuscular mycorrhizal fungi: a review. *Botanical Sciences*, (71), 33-34.

Cano, A., Navia, R., Amezaga, I. et Montalvo, J. (2002). Local topoclimate effect on short-term cutslope reclamation success. *Ecological Engineering*, *18*(4), 489-498.

Carlsson, G. et Huss-Danell, K. (2003). Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant and soil*, *253*, 353-372.

Carmignano, O. R., Vieira, S. S., Teixeira, A. P. C., Lameiras, F. S., Brandão, P. R. G. et Lago, R. M. (2021). Iron ore tailings: characterization and applications. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, *32*, 1895-1911.

Carrillo-González, R., Šimůnek, J., Sauvé, S. et Adriano, D. (2006). Mechanisms and pathways of trace element mobility in soils. *Advances in agronomy*, *91*, 111-178.

Carter, D. L. et Blair, J. M. (2012). Recovery of native plant community characteristics on a chronosequence of restored prairies seeded into pastures in West-Central Iowa. *Restoration Ecology*, *20*(2), 170-179.

Centre d’expertise en analyse environnementale du Québec. (2015a). MA. 100 - Gran. 2.0 Détermination de la granulométrie, révision 1.

Centre d’expertise en analyse environnementale du Québec. (2015b). MA. 115 - Cond. 1.1 Détermination de la conductivité : méthode électrométrique, révision 1.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2023). MA. 100 - pH 1.1 Détermination du pH : méthode électrométrique, révision 6.

Cerdà, A. et García-Fayos, P. (1997). The influence of slope angle on sediment, water and seed losses on badland landscapes. *Geomorphology*, *18*(2), 77-90.

Chachane, A. S., Kale, Y. G. et Ambesh, C. P. (2006). Hydroseeding and hydromulching - emerging options for reclamation of mined out areas. *Journal of Mines, Metals and Fuels*, *54*(3), 43-48.

Chambers, J. C. et MacMahon, J. A. (1994). A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual review of ecology and systematics*, *25*(1), 263-292.

Chapin III, F. S. (1980). The mineral nutrition of wild plants. *Annual review of ecology and systematics*, *11*(1), 233-260.

Chapin III, F. S., Matson, P. A. et Vitousek, P. (2011). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer Science & Business Media.

Chapin III, F. S., Vitousek, P. M. et Van Cleve, K. (1986). The nature of nutrient limitation in plant communities. *The American Naturalist*, *127*(1), 48-58.

Chapuis, R. P. et Aubertin, M. (2001). A simplified method to estimate saturated and unsaturated seepage through dikes under steady-state conditions. *Canadian Geotechnical Journal*, *38*(6), 1321-1328.

Chaudhary, V. B., Akland, K., Johnson, N. C. et Bowker, M. A. (2020). Do soil inoculants accelerate dryland restoration? A simultaneous assessment of biocrusts and mycorrhizal fungi. *Restoration Ecology*, *28*, S115-S126.

Cheeke, T. E., Zheng, C., Koziol, L., Gurholt, C. R. et Bever, J. D. (2019). Sensitivity to AMF species is greater in late-successional than early-successional native or nonnative grassland plants. *Ecology*, *100*(12), e02855.

Chen, Z., Chen, W., Li, C., Pu, Y. et Sun, H. (2016). Effects of polyacrylamide on soil erosion and nutrient losses from substrate material in steep rocky slope stabilization projects. *Science of the total environment*, *554*, 26-33.

Choi, Y. D. et Wali, M. K. (1995). The role of Panicum virgatum (switch grass) in the revegetation of iron-mine tailings in northern New York. *Restoration Ecology*, *3*(2), 123-132.

Chou, L. H., Lu, C. K. et Chou, T. M. (2012). *Application of biodegradable polymers on hydroseeding*. Advanced Materials Research (vol. 415, p. 1257-1260).

Clements, D. R., Cole, D. E., King, J. et McClay, A. (2004). The biology of Canadian weeds. 128. Leucanthemum vulgare Lam. *Canadian Journal of Plant Science*, *84*(1), 343-363.

Coffey, P., Scott, W. et Summers, K. (1986). The effects of tailing dam profiles on relative wind erosion rates.

Cooke, J. C. et Lefor, M. W. (1990). Comparison of vesicular-arbuscular mycorrhizae in plants from disturbed and adjacent undisturbed regions of a coastal salt marsh in Clinton, Connecticut, USA. *Environmental Management*, *14*, 131-137.

Cooke, J. et 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.

Cooperband, L. (2002). The art and science of composting. *Center for Integrated agricultural systems*.

Corkidi, L., Rowland, D. L., Johnson, N. C. et Allen, E. B. (2002). Nitrogen fertilization alters the functioning of arbuscular mycorrhizas at two semiarid grasslands. *Plant and soil*, *240*, 299-310.

Cornejo, P., Rubio, R. et Borie, F. (2009). Mycorrhizal propagule persistence in a succession of cereals in a disturbed and undisturbed andisol fertilized with two nitrogen sources. *Chilean Journal of Agricultural Research*, *69*(3), 426-434.

Correia, M., Heleno, R., da Silva, L. P., Costa, J. M. et Rodríguez-Echeverría, S. (2019). First evidence for the joint dispersal of mycorrhizal fungi and plant diaspores by birds. *New Phytologist*, *222*(2), 1054-1060.

Costea, M., Weaver, S. E. et Tardif, F. J. (2004). The biology of Canadian weeds. 130. Amaranthus retroflexus L., A. powellii S. Watson and A. hybridus L. *Canadian journal of plant science*, *84*(2), 631-668.

CRAAQ. (2013). *Guide de référence en fertilisation, 2e édition actualisée*.

CRAAQ. (2020). Valeurs références pour les volumes et les concentrations d'éléments fertilisants dans les effluents d'élevage. https://www.craaq.qc.ca/documents/files/MDGAT024_MDDELCC_simpl/Doc_complet_Final_depot.pdf

Crush, J. (1975). Occurrence of endomycorrhizas in soils of the Mackenzie Basin, Canterbury, New Zealand. *New Zealand journal of agricultural research*, *18*(4), 361-364.

Crush, J. (1976). Endomycorrhizas and legume growth in some soils of the Mackenzie Basin, Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, *19*(4), 473-476.

Csavina, J., Field, J., Taylor, M. P., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E. A. et Sáez, A. E. (2012). A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Science of the Total Environment*, *433*, 58-73.

Cui, G., Ai, S., Chen, K. et Wang, X. (2019). Arbuscular mycorrhiza augments cadmium tolerance in soybean by altering accumulation and partitioning of nutrient elements, and related gene expression. *Ecotoxicology and environmental safety*, *171*, 231-239.

Davison, J., Moora, M., Öpik, M., Ainsaar, L., Ducousso, M., Hiiesalu, I., Jairus, T., Johnson, N., Jourand, P. et Kalamees, R. (2018). Microbial island biogeography: isolation shapes the life history characteristics but not diversity of root-symbiotic fungal communities. *The ISME Journal*, *12*(9), 2211-2224.

de Aguiar Santiago, F. L., Silva, A. O., Batista, É. R., Kemmelmeier, K., Gastauer, M., Ramos, S. J., Siqueira, J. O. et Carneiro, M. A. C. (2022). Rehabilitation promotes rapid recovery of arbuscular mycorrhizal fungi in iron mining areas. *Pedobiologia*, *95*, 150838.

de Moura, M. A., Oki, Y., Arantes-Garcia, L., Cornelissen, T., Nunes, Y. R. F. et Fernandes, G. W. (2022). Mycorrhiza fungi application as a successful tool for worldwide mine land restoration: Current state of knowledge and the way forward. *Ecological Engineering*, *178*, 106580.

Dickson, T. L. et Busby, W. H. (2009). Forb species establishment increases with decreased grass seeding density and with increased forb seeding density in a Northeast Kansas, USA, experimental prairie restoration. *Restoration Ecology*, *17*(5), 597-605.

Dudeck, A., Swanson, N., Mielke, L. et Dedrick, A. (1970). Mulches for Grass Establishment on Fill Slopes. *Agronomy Journal*, *62*(6), 810-812.

Elliott, A. C. et Hynan, L. S. (2011). A SAS® macro implementation of a multiple comparison post hoc test for a Kruskal–Wallis analysis. *Computer methods and programs in biomedicine*, *102*(1), 75-80.

Enkhtuya, B., Óskarsson, Ú., Dodd, J. C. et Vosátka, M. (2003). Inoculation of grass and tree seedlings used for reclaiming eroded areas in Iceland with mycorrhizal fungi. *Folia Geobotanica*, *38*, 209-222.

Environnement et Changement climatique Canada. (2022, 17 août). *Canadian Climate Normals 1981-2010 Station date - Wabush Lake A.* https://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_e.html?searchType=stnName&txtStationName=wabush&searchMethod=contains&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=6802&dispBack=1

Estaun, V., Vicente, S., Calvet, C., Camprubi, A. et Busquets, M. (2007). Integration of arbuscular mycorrhiza inoculation in hydroseeding technology: effects on plant growth and inter-species competition. *Land degradation & development*, *18*(6), 621-630.

European Herbicide Resistance Action Committee. (s. d.). Weed Fact Sheets : Matricaria chamomilla. https://hracglobal.com/europe/files/docs/Ehrac-Weed-Fact-Sheet-Match.pdf

Fang, Y., Miao, Q., Liu, S., Xu, B., Zhang, S., Siddique, K. H., Palta, J. et Chen, Y. (2019). Optimal Wheat Seeding Rate is Influenced by Cultivar-Specific Topsoil and Subsoil Root Traits. *Agronomy Journal*, *111*(6), 3150-3160.

Farooqi, Z. U. R., Sabir, M., Zeeshan, N., Naveed, K. et Hussain, M. M. (2018). Enhancing carbon sequestration using organic amendments and agricultural practices. *Carbon capture, utilization and sequestration*, *17*.

Faucette, L. B., Risse, L. M., Jordan, C. F., Cabrera, M. L., Coleman, D. C. et West, L. T. (2006). Vegetation and soil quality effects from hydroseed and compost blankets used for erosion control in construction activities. *Journal of Soil and Water Conservation*, *61*(6), 355-362.

Faye, A., Dalpé, Y., Ndung'u-Magiroi, K., Jefwa, J., Ndoye, I., Diouf, M. et Lesueur, D. (2013). Evaluation of commercial arbuscular mycorrhizal inoculants. *Canadian Journal of Plant Science*, *93*(6), 1201-1208.

Ferrol, N., Tamayo, E. et Vargas, P. (2016). The heavy metal paradox in arbuscular mycorrhizas: from mechanisms to biotechnological applications. *Journal of experimental botany*, erw403.

Fijałkowski, K., Kacprzak, M., Grobelak, A. et Placek, A. (2012). The influence of selected soil parameters on the mobility of heavy metals in soils. *Inżynieria i Ochrona środowiska*, *15*, 81-92.

FINN Corporation. (2020). *About FINN Corporation*. https://www.finncorp.com/about-us/

Fontaine, S., Mariotti, A. et Abbadie, L. (2003). The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry*, *35*(6), 837-843.

Fortin, J. A., Piché, Y. et Plenchette, C. (2015). *Les mycorhizes : l'essor de la nouvelle révolution verte* (Nouvelle édition). Éditions MultiMondes. http://ariane.ulaval.ca/cgi-bin/recherche.cgi?qu=a2487855

Foster, A. et Malhi, S. (2013). Influence of seeding date and growing season conditions on forage yield and quality of four annual crops in Northeastern Saskatchewan. *Communications in soil science and plant analysis*, *44*(5), 884-891.

Franklin, J. A., Zipper, C. E., Burger, J. A., Skousen, J. G. et Jacobs, D. F. (2012). Influence of herbaceous ground cover on forest restoration of eastern US coal surface mines. *New forests*, *43*, 905-924.

French, L. et Parkhurst, J. A. (2009). Managing wildlife damage: Canada goose (Branta canadensis).

Gaffney, F. et Dickerson, J. (1987). Species selection for revegetating sand and gravel mines in the Northeast. *Journal of soil and Water conservation*, *42*(5), 358-361.

Gagnon, A., Fenton, N. J., Sirois, P. et Boucher, J.-F. (2021). Plant community diversity at two reclaimed mine tailing storage facilities in Québec, Canada. *Land*, *10*(11), 1191.

Gagnon, V., Rodrigue-Morin, M., Tremblay, J., Wasserscheid, J., Champagne, J., Bellenger, J.-P., Greer, C. W. et Roy, S. (2020). Vegetation drives the structure of active microbial communities on an acidogenic mine tailings deposit. *PeerJ*, *8*, e10109.

García-Fayos, P. et Cerdà, A. (1997). Seed losses by surface wash in degraded Mediterranean environments. *Catena*, *29*(1), 73-83.

Gianinazzi, S., Gollotte, A., Binet, M.-N., van Tuinen, D., Redecker, D. et Wipf, D. (2010). Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. *Mycorrhiza*, *20*(8), 519-530.

González-Alday, J., Marrs, R. H. et Martínez-Ruiz, C. (2009). Soil seed bank formation during early revegetation after hydroseeding in reclaimed coal wastes. *Ecological Engineering*, *35*(7), 1062-1069.

Gonzalez-Merchan, C., Genty, T., Bussière, B., Potvin, R., Paquin, M., Benhammadi, M. et Neculita, C. M. (2016). Ferrates performance in thiocyanates and ammonia degradation in gold mine effluents. *Minerals Engineering*, *95*, 124-130.

Gouvernement du Canada. (2017, 20 avril). *Lois et règlements pour l'exploitation minière*. https://www.rncan.gc.ca/science-data/science-research/earth-sciences/earth-sciences-resources/earth-sciences-federal-programs/lois-et-reglements-pour-lexploitation-miniere/8693

Gouvernement du Canada. (2022, 4 novembre). *Les minéraux et l'économie*. https://www.rncan.gc.ca/nos-ressources-naturelles/mines-materiaux/faits-mineraux-metaux/les-mineraux-et-leconomie/20604

Gouvernement du Canada. (2023a, 13 janvier). *Iron ore facts*. https://natural-resources.canada.ca/our-natural-resources/minerals-mining/minerals-metals-facts/iron-ore-facts/20517

Gouvernement du Canada. (2023b, 3 mai). *Règlement sur les semences C.R.C., ch. 1400*. https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/C.R.C.%2C_ch._1400/TexteComplet.html

Gouvernement du Québec. (2008). *Barochorie : Office Québécois de la langue française*. https://vitrinelinguistique.oqlf.gouv.qc.ca/fiche-gdt/fiche/26501305/barochorie#:~:text=Dispersion%20naturelle%20des%20graines%2C%20des,constitue%20son%20mode%20de%20reproduction.

Gouvernement du Québec. (2022). Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec. Bibliothèque et Archives nationales du Québec. https://mern.gouv.qc.ca/mines/restauration-miniere/guide-sur-la-restauration-miniere/

Governement of British Colombia. (1997). Soil Rehabilitation Guidebook - Appendix 2 : Revegetation Techniques. https://www.for.gov.bc.ca/ftp/hfp/external/!publish/FPC%20archive/old%20web%20site%20contents/fpc/fpcguide/soilreha/app2.htm

Graber, E. R., Fine, P. et Levy, G. J. (2006). Soil stabilization in semiarid and arid land agriculture. *Journal of Materials in Civil Engineering*, *18*(2), 190-205.

GRID-Arendal. (2019). *Global Tailings Portal - Explore Data*. https://tailing.grida.no/disclosures

Gudyniene, V., Juzenas, S., Stukonis, V. et Norkeviciene, E. (2021). Sowing Mixtures of Native Plant Species: Are There Any Differences between Hydroseeding and Regular Seeding? *Plants*, *10*(11), 2507.

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

Haddad, N. M., Crutsinger, G. M., Gross, K., Haarstad, J. et Tilman, D. (2011). Plant diversity and the stability of foodwebs. *Ecology letters*, *14*(1), 42-46.

Hall, M. (1995). Plant vigor and yield of perennial cool-season forage crops when summer planting is delayed. *Journal of production agriculture*, *8*(2), 233-238.

Hartnett, D., Hetrick, B., Wilson, G. et Gibson, D. (1993). Mycorrhizal influence on intra-and interspecific neighbour interactions among co-occurring prairie grasses. *Journal of Ecology*, 787-795.

Hawkins, H.-J., Johansen, A. et George, E. (2000). Uptake and transport of organic and inorganic nitrogen by arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, *226*, 275-285.

Hayman, D. (1986). Mycorrhizae of nitrogen-fixing legumes. *MIRCEN journal of applied microbiology and biotechnology*, *2*, 121-145.

Heleno, R. H., Ross, G., Everard, A., Memmott, J. et Ramos, J. A. (2011). The role of avian 'seed predators' as seed dispersers. *Ibis*, *153*(1), 199-203.

Hildebrandt, U., Regvar, M. et Bothe, H. (2007). Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. *Phytochemistry*, *68*(1), 139-146.

Hirte, J., Leifeld, J., Abiven, S., Oberholzer, H.-R., Hammelehle, A. et Mayer, J. (2017). Overestimation of crop root biomass in field experiments due to extraneous organic matter. *Frontiers in plant science*, *8*, 284.

Holl, K. D., Hayes, G. F., Brunet, C., Howard, E. A., Reed, L. K., Tang, M. et Vasey, M. C. (2014). Constraints on direct seeding of coastal prairie species: Lessons learned from restoration. *Grasslands*, *24*, 8-12.

Holmes, R. J., Lu, Y. et Lu, L. (2022). Introduction: Overview of the global iron ore industry. *Iron Ore*, 1-56.

Houot, R. (1983). Beneficiation of iron ore by flotation—review of industrial and potential applications. *International Journal of Mineral Processing*, *10*(3), 183-204.

Howe, H. F. et Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual review of ecology and systematics*, *13*(1), 201-228.

Hume, L. et August, J. (1988). Effects of phosphorus application and mycorrhizal inoculation on white clover (Trifolium repens) growth in andesite tailings from Martha Mine, Waihi. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, *31*(3), 331-338.

Iqbal, R., Raza, M. A. S., Valipour, M., Saleem, M. F., Zaheer, M. S., Ahmad, S., Toleikiene, M., Haider, I., Aslam, M. U. et Nazar, M. A. (2020). Potential agricultural and environmental benefits of mulches—a review. *Bulletin of the National Research Centre*, *44*(1), 1-16.

Irrigation NORCO Inc. (2021). *Une histoire du projet de développement expérimental «Hydrosemoir Incroyable HULK»*.

Janssen, B. (1996). *Nitrogen mineralization in relation to C: N ratio and decomposability of organic materials*. Progress in Nitrogen Cycling Studies: Proceedings of the 8th Nitrogen Workshop held at the University of Ghent, 5–8 September, 1994 (p. 69-75).

Jeffries, P. et Barea, J. M. (2012). 4 Arbuscular Mycorrhiza: A Key Component of Sustainable Plant–Soil Ecosystems. *Fungal associations*, 51-75.

Jeffries, P., Gianinazzi, S., Perotto, S., Turnau, K. et Barea, J.-M. (2003). The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. *Biology and fertility of soils*, *37*, 1-16.

Jonasson, S. (1988). Evaluation of the point intercept method for the estimation of plant biomass. *Oikos*, 101-106.

Josa, R., Jorba, M. et Vallejo, V. R. (2012). Opencast mine restoration in a Mediterranean semi-arid environment: failure of some common practices. *Ecological Engineering*, *42*, 183-191.

Juge, C, Cossette, N., Jeanne, T. et Hogue, R. (2021). Long-term revegetation on iron mine tailings in northern Québec and Labrador and its effect on arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied Soil Ecology*, *168*, 104145.

Juge, Christine et Cossette, N. (2015). Sustainable revegetation of iron mine tailings of north-eastern Québec and Labrador: Choice of plant species, creation of a living soil and root microbial symbioses. *Canadian Reclamation*, *2*, 28-33.

Juge, Christine, Coughlan, A. P., Fortin, J. A. et Piché, Y. (2009). Growht and branching of asymbiotic, presymbiotic, and extraradical AM fungal hyphae: clarification of concepts and terminology. *Advances in mycorrhizal science and technology*, 39-50.

Juge, Christine, Samson, J., Bastien, C., Vierheilig, H., Coughlan, A. et Piché, Y. (2002). Breaking dormancy in spores of the arbuscular mycorrhizal fungus Glomus intraradices: a critical cold-storage period. *Mycorrhiza*, *12*, 37-42.

Kahiluoto, H., Ketoja, E. et Vestberg, M. (2000). Promotion of utilization of arbuscular mycorrhiza through reduced P fertilization 1. Bioassays in a growth chamber. *Plant and Soil*, *227*(1-2), 191-206.

Kalra, Y. P. et Maynard, D. (1991). *Methods manual for forest soil and plant analysis.*

Khaliq, A., Perveen, S., Alamer, K. H., Zia Ul Haq, M., Rafique, Z., Alsudays, I. M., Althobaiti, A. T., Saleh, M. A., Hussain, S. et Attia, H. (2022). Arbuscular Mycorrhizal Fungi Symbiosis to Enhance Plant–Soil Interaction. *Sustainability*, *14*(13), 7840.

Khomenko, O. Y., Kononenko, M., Myronova, I. et Sudakov, A. (2018). Increasing ecological safety during underground mining of iron-ore deposits.

Kirmer, A., Baasch, A. et Tischew, S. (2012). Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land. *Applied Vegetation Science*, *15*(2), 198-207.

Klebesadel, L. (1969). Winter Survival and Spring Forage Yield of Winter Rye Varieties in Subarctic Alaska as Influenced by Date of Planting 1. *Agronomy journal*, *61*(5), 708-712.

Kleinman, P. J., Srinivasan, M., Dell, C. J., Schmidt, J. P., Sharpley, A. N. et Bryant, R. B. (2006). Role of rainfall intensity and hydrology in nutrient transport via surface runoff. *Journal of environmental quality*, *35*(4), 1248-1259.

Księżak, J., Staniak, M. et Stalenga, J. (2023). Restoring the importance of cereal-grain legume mixtures in low-input farming systems. *Agriculture*, *13*(2), 341.

La Financière Agricole du Québec. (2023). *Rendements de référence 2023 en assurance récolte*. https://www.fadq.qc.ca/fileadmin/fr/statistiques/assurance-recolte/rendements-references-2023.pdf

Lafond, R., Cauchon, C. et Ducruc, J.-P. (1992). *Pédologie forestière*. Modulo.

Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C. A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R. I., Mellado-Vázquez, P. G., Malik, A. A., Roy, J. et Scheu, S. (2015). Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature communications*, *6*(1), 6707.

Larson, D. L., Bright, J., Drobney, P., Larson, J. L., Palaia, N., Rabie, P. A., Vacek, S. et Wells, D. (2011). Effects of planting method and seed mix richness on the early stages of tallgrass prairie restoration. *Biological Conservation*, *144*(12), 3127-3139.

LégisQuébec. (2022, 1 juin). M-13.1 - Loi sur les mines. https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/lc/M-13.1?&cible=#se:101

Leigh, J., Hodge, A. et Fitter, A. H. (2009). Arbuscular mycorrhizal fungi can transfer substantial amounts of nitrogen to their host plant from organic material. *New Phytologist*, *181*(1), 199-207.

Lepŝ, J., Doleẑal, J., Bezemer, T. M., Brown, V. K., Hedlund, K., Igual Arroyo, M., Jörgensen, H. B., Lawson, C. S., Mortimer, S. R. et Peix Geldart, A. (2007). Long-term effectiveness of

sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science*, *10*(1), 97-110.

Lethielleux-Juge, C. et Cossette, N. (2020). Ramener la vie sur des résidus miniers nordiques: une approche agronomique.

Li, J., Sun, Y., Jiang, X., Chen, B. et Zhang, X. (2018). Arbuscular mycorrhizal fungi alleviate arsenic toxicity to Medicago sativa by influencing arsenic speciation and partitioning. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *157*, 235-243.

Li, S., Bi, Y., Kong, W., Yu, H., Lang, Q. et Miao, Y. (2015). Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on ecological restoration in coal mining areas. *Russian journal of ecology*, *46*, 431-437.

Lichtenthaler, H. K. (1996). Vegetation stress: an introduction to the stress concept in plants. *Journal of plant physiology*, *148*(1-2), 4-14.

Lin, Y., Watts, D. B., Van Santen, E. et Cao, G. (2018). Influence of poultry litter on crop productivity under different field conditions: A meta-analysis. *Agronomy Journal*, *110*(3), 807-818.

Linderman, R. et Davis, E. (2004). Evaluation of commercial inorganic and organic fertilizer effects on arbuscular mycorrhizae formed by Glomus intraradices. *HortTechnology*, *14*(2), 196-202.

Liu, G., Wang, J., Xue, W., Zhao, J., Wang, J. et Liu, X. (2017). Effect of the size of variable charge soil particles on cadmium accumulation and adsorption. *Journal of Soils and Sediments*, *17*, 2810-2821.

Löbmann, M. T., Geitner, C., Wellstein, C. et Zerbe, S. (2020). The influence of herbaceous vegetation on slope stability–a review. *Earth-Science Reviews*, *209*, 103328.

Lumini, E., Orgiazzi, A., Borriello, R., Bonfante, P. et Bianciotto, V. (2010). Disclosing arbuscular mycorrhizal fungal biodiversity in soil through a land-use gradient using a pyrosequencing approach. *Environmental microbiology*, *12*(8), 2165-2179.

Maltz, M. R. et Treseder, K. K. (2015). Sources of inocula influence mycorrhizal colonization of plants in restoration projects: a meta-analysis. *Restoration Ecology*, *23*(5), 625-634.

Manitoba Government. (2007). Manitoba soil fertility guide. https://www.gov.mb.ca/agriculture/crops/soil-fertility/soil-fertility-guide/pubs/soil_fertility_guide.pdf

Marquard, E., Weigelt, A., Temperton, V. M., Roscher, C., Schumacher, J., Buchmann, N., Fischer, M., Weisser, W. W. et Schmid, B. (2009). Plant species richness and functional composition drive overyielding in a six-year grassland experiment. *Ecology*, *90*(12), 3290-3302.

Martin, M., Violante, A., Ajmone-Marsan, F. et Barberis, E. (2014). Surface interactions of arsenite and arsenate on soil colloids. *Soil Science Society of America Journal*, *78*(1), 157-170.

Martínez-Ruiz, C., Fernandez-Santos, B., Putwain, P. D. et Fernández-Gómez, M. J. (2007). Natural and man-induced revegetation on mining wastes: changes in the floristic composition during early succession. *Ecological engineering*, *30*(3), 286-294.

Mary, B., Recous, S., Darwis, D. et Robin, D. (1996). Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and soil*, *181*, 71-82.

McGonigle, T. P., Miller, M. H., Evans, D., Fairchild, G. et Swan, J. A. (1990). A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular—arbuscular mycorrhizal fungi. *New phytologist*, *115*(3), 495-501.

McGrath, S., Maguire, R. O., Tracy, B. F. et Fike, J. H. (2010). Improving soil nutrition with poultry litter application in low-input forage systems. *Agronomy Journal*, *102*(1), 48-54.

McLaughlin, R. A. et Brown, T. T. (2006). Evaluation of erosion control products with and without added polyacrylamide. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *42*(3), 675-684.

Melillo, E. D. (2012). The first green revolution: debt peonage and the making of the nitrogen fertilizer trade, 1840–1930. *The American Historical Review*, *117*(4), 1028-1060.

Menge, J. A. (1982). Effect of soil fumigants and fungicides on vesicular-arbuscular fungi. *Phytopathology*, *72*(8), 1125-1133.

Menge, J., Johnson, E. et Minassian, V. (1979). Effect of heat treatment and three pesticides upon the growth and reproduction of the mycorrhizal fungus Glomus fasciculatus. *New Phytologist*, *82*(2), 473-480.

Menge, J., Steirle, D., Bagyaraj, D., Johnson, E. et Leonard, R. (1978). Phosphorus concentrations in plants responsible for inhibition of mycorrhizal infection. *New Phytologist*, *80*(3), 575-578.

Merlin, G., Di-Gioia, L. et Goddon, C. (1999). Comparative study of the capacity of germination and of adhesion of various hydrocolloids used for revegetalization by hydroseeding. *Land Degradation & Development*, *10*(1), 21-34.

Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. (2003). *Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec*. https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/45342

Ministère des Ressources naturelles et des Forêts. (2018, 10 août). *Fosse du Labrador*. https://gq.mines.gouv.qc.ca/lexique-stratigraphique/province-de-churchill/fosse-du-labrador/

Montenegro, A. de A., Abrantes, J., De Lima, J., Singh, Vp. et Santos, T. (2013). Impact of mulching on soil and water dynamics under intermittent simulated rainfall. *Catena*, *109*, 139-149.

Mooney, H. A. et Ehleringer, J. R. (1997). Photosynthesis. *Plant ecology*, *2*, 1-27.

Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J. M., Merino-Martín, L. et Wilcox, B. P. (2010). Plot-scale effects on runoff and erosion along a slope degradation gradient. *Water Resources Research*, *46*(4).

Moynahan, O. S., Zabinski, C. A. et Gannon, J. E. (2002). Microbial community structure and carbon-utilization diversity in a mine tailings revegetation study. *Restoration Ecology*, *10*(1), 77-87.

Mulumba, L. N. et Lal, R. (2008). Mulching effects on selected soil physical properties. *Soil and Tillage Research*, *98*(1), 106-111.

Murrell, E. G., Schipanski, M. E., Finney, D. M., Hunter, M. C., Burgess, M., LaChance, J. C., Baraibar, B., White, C. M., Mortensen, D. A. et Kaye, J. P. (2017). Achieving diverse cover crop mixtures: Effects of planting date and seeding rate. *Agronomy Journal*, *109*(1), 259-271.

Natural Resources Canada. (2021, 28 avril). *Boreal forest*. https://www.nrcan.gc.ca/our-natural-resources/forests/sustainable-forest-management/boreal-forest/13071

Natural Resources Canada. (2022, 21 novembre). *Plant Hardiness Zone by Municipality*. http://www.planthardiness.gc.ca/?m=22&lang=en&prov=Quebec&val=F

Neal, J. H. (1938). *The effect of the degree of slope and rainfall characteristics on runoff and soil erosion*. University of Missouri, College of Agriculture, Agricultural Experiment Station.

Neuenkamp, L., Prober, S. M., Price, J. N., Zobel, M. et Standish, R. J. (2019). Benefits of mycorrhizal inoculation to ecological restoration depend on plant functional type, restoration context and time. *Fungal Ecology*, *40*, 140-149.

Nielsen, M. N., Winding, A., Binnerup, S. et Hansen, B. (2002). Microorganisms as indicators of soil health.

Nommik, H. et Vahtras, K. (1982). Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. *Nitrogen in agricultural soils*, *22*, 123-171.

Norland, M. R. (2000). Use of mulches and soil stabilizers for land reclamation. *Reclamation of drastically disturbed lands*, *41*, 645-666.

Norton, L. D., Chaudhari, K. et Flanagan, D. (2002). *Erosion control using soil amendments and other low cost methods prior to establishment of vegetation*. Proceedings of the 12th ISCO Conference, Beijing, China (p. 26-31).

Oberbauer, S., Hastings, S., Beyers, J. et Oechel, W. (1989). Comparative effects of downslope water and nutrient movement on plant nutrition, photosynthesis, and growth in Alaskan tundra. *Ecography*, *12*(3), 324-334.

Ohsowski, B. M., Dunfield, K., Klironomos, J. N. et Hart, M. M. (2018). Plant response to biochar, compost, and mycorrhizal fungal amendments in post-mine sandpits. *Restoration Ecology, 26*(1), 63-72.

Oliva, S. R. et Valdés, B. (2004). Influence of washing on metal concentrations in leaf tissue. *Communications in soil science and plant analysis, 35*(11-12), 1543-1552.

Orłowska, E., Orłowski, D., Mesjasz-Przybyłowicz, J. et Turnau, K. (2010). Role of mycorrhizal colonization in plant establishment on an alkaline gold mine tailing. *International Journal of Phytoremediation, 13*(2), 185-205.

Ortas, I. (2012). The effect of mycorrhizal fungal inoculation on plant yield, nutrient uptake and inoculation effectiveness under long-term field conditions. *Field crops research, 125*, 35-48.

Othoniel, C. (2011). Apports biogéochimiques aux eaux dans la région de Duplessis. OBV Duplessis.

Pace, M. G., Miller, B. E. et Farrell-Poe, K. L. (1995). The composting process.

Paz, C., Öpik, M., Bulascoschi, L., Bueno, C. G. et Galetti, M. (2021). Dispersal of arbuscular mycorrhizal fungi: evidence and insights for ecological studies. *Microbial ecology, 81*(2), 283-292.

Pedersen, E. P., Elberling, B. et Michelsen, A. (2022). Upslope release—Downslope receipt? Multi-year plant uptake of permafrost-released nitrogen along an arctic hillslope. *Journal of Ecology, 110*(8), 1896-1912.

Peters, T. H. (1995). Revegetation of the Copper Cliff tailings area. *Restoration and Recovery of an Industrial Region: Progress in Restoring the Smelter-Damaged Landscape Near Sudbury, Canada*, 123-133.

Peterson, R. T. (2004). *Les oiseaux du Québec et de l'est de l'Amérique du Nord* (5e édition revue et augmentée). Broquet inc.

Peyraud, J.-L., Le Gall, A. et Lüscher, A. (2009). Potential food production from forage legume-based-systems in Europe: an overview. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, 115-135.

Pinno, B. D. et Errington, R. C. (2015). Maximizing natural trembling aspen seedling establishment on a reclaimed boreal oil sands site. *Ecological Restoration*, *33*(1), 43-50.

Porter, W. P., Sabo, J. L., Tracy, C. R., Reichman, O. et Ramankutty, N. (2002). Physiology on a landscape scale: plant-animal interactions. *Integrative and Comparative Biology*, *42*(3), 431-453.

Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J. et Glöckner, F. O. (2012). The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic acids research*, *41*(D1), D590-D596.

R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. https://www.R-project.org/

Rader, L. J., White, L. et Whittaker, C. (1943). The salt index—a measure of the effect of fertilizers on the concentration of the soil solution. *Soil science*, *55*(3), 201-218.

Rahma, A. E., Lei, T., Shi, X., Dong, Y., Zhou, S. et Zhao, J. (2013). Measuring flow velocity under straw mulch using the improved electrolyte tracer method. *Journal of Hydrology*, *495*, 121-125.

Reddy, K. S., Mohanty, M., Rao, D., Singh, M., Dalal, R., Rao, A. S., Pandey, M. et Menzies, N. (2008). Nitrogen mineralization in a Vertisol from organic manures, green manures and crop residues in relation to their quality. *Agrochimica*, *52*(6), 377-388.

Renault, S., Nakata, C., Sabra, A., Davis, L. et Overton, D. (2006). Revegetation of tailings at Gunnar minesite, Manitoba (NTS 52L14): preliminary observations on plant growth in tailings amended with papermill sludge. *Report of activities*, 231-233.

Reynolds, H. L., Vogelsang, K. M., Hartley, A. E., Bever, J. D. et Schultz, P. (2006). Variable responses of old-field perennials to arbuscular mycorrhizal fungi and phosphorus source. *Oecologia*, *147*, 348-358.

Riaz, M., Kamran, M., Fang, Y., Wang, Q., Cao, H., Yang, G., Deng, L., Wang, Y., Zhou, Y. et Anastopoulos, I. (2021). Arbuscular mycorrhizal fungi-induced mitigation of heavy metal phytotoxicity in metal contaminated soils: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, *402*, 123919.

Ripley, E. A. et Redmann, R. E. (1995). *Environmental effects of mining*. CRC Press.

Roberts, R. et Bradshaw, A. (1985). The development of a hydraulic seeding technique for unstable sand slopes. II. Field evaluation. *Journal of Applied Ecology*, 979-994.

Roussis, I., Beslemes, D., Kosma, C., Triantafyllidis, V., Zotos, A., Tigka, E., Mavroeidis, A., Karydogianni, S., Kouneli, V. et Travlos, I. (2022). The influence of arbuscular mycorrhizal

fungus Rhizophagus irregularis on the growth and quality of processing tomato (Lycopersicon esculentum mill.) seedlings. *Sustainability*, *14*(15), 9001.

Rout, M. E. et Callaway, R. M. (2009). An invasive plant paradox. *Science*, *324*(5928), 734-735.

Sánchez-Castro, I., Gianinazzi-Pearson, V., Cleyet-Marel, J. C., Baudoin, E. et van Tuinen, D. (2017). Glomeromycota communities survive extreme levels of metal toxicity in an orphan mining site. *Science of the Total Environment*, *598*, 121-128.

SAS Institute Inc. (2024). *SGPLOT Procedure : VBOX Statement*. https://documentation.sas.com/doc/en/pgmsascdc/9.4_3.5/grstatproc/n1waawwbez01ppn15dn9ehmxzihf.htm

Schalamuk, S. et Cabello, M. N. (2010). Effect of tillage systems on the arbuscular mycorrhizal fungi propagule bank in soils. Dans *Management of fungal plant pathogens* (p. 162-170). CABI Wallingford UK.

Schwab, S. et Reeves, F. B. (1981). The role of endomycorrhizae in revegetation practices in the semi-arid west. III. Vertical distribution of vesicular-arbuscular (VA) mycorrhiza inoculum potential. *American Journal of Botany*, *68*(10), 1293-1297.

Selosse, M.-A., Strullu-Derrien, C., Martin, F. M., Kamoun, S. et Kenrick, P. (2015). Plants, fungi and oomycetes: a 400-million year affair that shapes the biosphere. *New Phytologist*, *206*(2), 501-506.

Sheldon, J. et Bradshaw, A. (1977). The development of a hydraulic seeding technique for unstable sand slopes. I. Effects of fertilizers, mulches and stabilizers. *Journal of Applied Ecology*, 905-918.

Singh, P. K., Singh, M. et Tripathi, B. N. (2013). Glomalin: an arbuscular mycorrhizal fungal soil protein. *Protoplasma*, *250*, 663-669.

Skousen, J. G. et Zipper, C. E. (2010). Revegetation species and practices.

Society for Ecological Restoration. (2023). *What is Ecological Restoration?* https://ser-rrc.org/what-is-ecological-restoration/

Soupir, M. L., Mostaghimi, S., Masters, A., Flahive, K. A., Vaughan, D. H., Mendez, A. et McClellan, P. W. (2004). Effectiveness of polyacrylamide (PAM) in improving runoff water quality from construction sites. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *40*(1), 53-66.

Steinauer, K., Chatzinotas, A. et Eisenhauer, N. (2016). Root exudate cocktails: the link between plant diversity and soil microorganisms? *Ecology and Evolution*, *6*(20), 7387-7396.

Stokes, A., Atger, C., Bengough, A. G., Fourcaud, T. et Sidle, R. C. (2009). Desirable plant root traits for protecting natural and engineered slopes against landslides. *Plant and soil*, *324*, 1-30.

Stopps, G., White, S., Clements, D. et Upadhyaya, M. (2011). The biology of Canadian weeds. 149. Rumex acetosella L. *Canadian Journal of Plant Science*, *91*(6), 1037-1052.

Strand, R. H. et Fribourg, H. A. (1973). Relationships Between Seeding Dates and Environmental Variables, Seeding Methods, and Establishment of Small-seeded Legumes 1. *Agronomy journal*, *65*(5), 807-810.

Sturludóttir, E., Brophy, C., Belanger, G., Gustavsson, A., Jørgensen, M., Lunnan, T. et Helgadóttir, Á. (2014). Benefits of mixing grasses and legumes for herbage yield and nutritive value in N orthern E urope and C anada. *Grass and forage science*, *69*(2), 229-240.

Subbarao, G., Ito, O., Berry, W. et Wheeler, R. (2003). Sodium—a functional plant nutrient. *Critical Reviews in Plant Sciences*, *22*(5), 391-416.

Sumner, M. E. et Miller, W. P. (1996). Cation exchange capacity and exchange coefficients. *Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods*, *5*, 1201-1229.

Swanson, N., Dedrick, A., Weakly, H. et Haise, H. (1965). Evaluation of mulches for water-erosion control. *Transactions of the ASAE*, *8*(3), 438-0440.

Sylvia, D. et Neal, L. (1990). Nitrogen affects the phosphorus response of VA mycorrhiza. *New Phytologist*, *115*(2), 303-310.

Taktek, S., St-Arnaud, M., Piché, Y., Fortin, J. A. et Antoun, H. (2017). Igneous phosphate rock solubilization by biofilm-forming mycorrhizobacteria and hyphobacteria associated with Rhizoglomus irregulare DAOM 197198. *Mycorrhiza*, *27*, 13-22.

Tamayo, E., Gómez-Gallego, T., Azcón-Aguilar, C. et Ferrol, N. (2014). Genome-wide analysis of copper, iron and zinc transporters in the arbuscular mycorrhizal fungus Rhizophagus irregularis. *Frontiers in Plant Science*, *5*, 547.

Taurines, S., Guittonny, M. et Séguin, A. (2024). Facilitating early boreal forest succession on waste rock using Ramial Chipped Wood mulch: A five-year study. *Forest Ecology and Management*, *561*, 121860.

Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T. et Lehman, C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, *294*(5543), 843-845.

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

Treseder, K. K. et Allen, M. F. (2002). Direct nitrogen and phosphorus limitation of arbuscular mycorrhizal fungi: a model and field test. *New phytologist*, *155*(3), 507-515.

Tsoar, H., Blumberg, D. G. et Stoler, Y. (2004). Elongation and migration of sand dunes. *Geomorphology*, *57*(3-4), 293-302.

Uchida, R. (2000). Essential nutrients for plant growth: nutrient functions and deficiency symptoms. *Plant nutrient management in Hawaii's soils*, *4*, 31-55.

United States. Division of Soil Survey. (1993). *Soil survey manual*. US Department of Agriculture.

U.S. Department of Energy. (2013). *Energy and Environmental Profile of the U.S. Mining Industry - Chapter 4 : Iron*. https://www.energy.gov/sites/prod/files/2013/11/f4/iron.pdf

U.S. EPA. (1996). Methode 3050, Revision B : Acide Digestion of Sediments , Sludges, and Soils. *Washington D.C.*

U.S. EPA. (2002). Method 1631, Revision E : Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry. *Washington D.C.*

U.S. EPA. (2007). Method 3051, Revision A (SW-846) : Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils. *Washington D.C.*

Valenzuela-Solano, C. et Crohn, D. M. (2006). Are decomposition and N release from organic mulches determined mainly by their chemical composition? *Soil Biology and Biochemistry*, *38*(2), 377-384.

Van Der Heijden, M. G., Klironomos, J. N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A. et Sanders, I. R. (1998). Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, *396*(6706), 69-72.

Van Der Heijden, M. G., Streitwolf-Engel, R., Riedl, R., Siegrist, S., Neudecker, A., Ineichen, K., Boller, T., Wiemken, A. et Sanders, I. R. (2006). li. *New phytologist*, *172*(4), 739-752.

Venjakob, C., Klein, A., Ebeling, A., Tscharntke, T. et Scherber, C. (2016). Plant diversity increases spatio-temporal niche complementarity in plant-pollinator interactions. *Ecology and evolution*, *6*(8), 2249-2261.

Vibart, R. E., Vogeler, I., Dodd, M. et Koolaard, J. (2016). Simple versus diverse temperate pastures: aspects of soil–plant–animal interrelationships central to nitrogen leaching losses. *Agronomy journal*, *108*(6), 2174-2188.

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

Vierheilig, H., Coughlan, A. P., Wyss, U. et Piché, Y. (1998). Ink and vinegar, a simple staining technique for arbuscular-mycorrhizal fungi. *Applied and environmental microbiology*, *64*(12), 5004-5007.

Villalobos, F. J., Orgaz, F. et Fereres, E. (2016). Sowing and planting. *Principles of Agronomy for Sustainable Agriculture*, 217-227.

Wahid, F., Sharif, M., Steinkellner, S., Khan, M. A., Marwat, K. et Khan, S. (2016). Inoculation of arbuscular mycorrhizal fungi and phosphate solubilizing bacteria in the presence of rock phosphate improves phosphorus uptake and growth of maize. *Pak. J. Bot*, *48*(2), 739-747.

Wallace, J., Telford, L. et Martens, J. T. (2019). *Guide de production biologique des grandes cultures*. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ).

Wang, F. (2017). Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in mining-impacted sites and their contribution to ecological restoration: Mechanisms and applications. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, *47*(20), 1901-1957.

Weiner, J. (1980). The effects of plant density, species proportion and potassium-phosphorus fertilization on interference between Trifolium incarnatum and Lolium multiflorum with limited nitrogen supply. *The Journal of Ecology*, 969-979.

Wilkinson, S. (1979). Plant nutrient and economic valus of animal manures. *Journal of animal Science*, *48*(1), 121-133.

Wilson, M. V., Ingersoll, C. A., Clark, D. L. et Wilson, M. G. (2004). Why pest plant control and native plant establishment failed: a restoration autopsy. *Natural Areas Journal*, *24*(1).

Wright, S. F. et Upadhyaya, A. (1998). A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and soil*, *198*, 97-107.

WSP. (2016, avril). Volume 1 - Rapport principal : Aménagement des bassins B+ et Nord-Ouest, ArcelorMittal Exploitation minière Canada. https://www.google.ca/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwijwPze2-j7AhWRj4kEHTabC1kQFnoECAwQAQ&url=https%3A%2F%2Farchives.bape.gouv.qc.ca%2Fsections%2Fmandats%2FBassins_B_NordOuest%2Fdocuments%2FDM9.1.pdf&usg=AOvVaw1Hr3oNxXE0b2CtehbJfGDL

WSP. (2017). *Plan de restauration - Installations de la mine du Mont-Wright : Mise à jour 2017* (n° Volume 1).

WSP. (2022). *Mise à jour 2022 du plan de restauration - Mine de Mont-Wright*.

Xiong, B., Loss, R. D., Shields, D., Pawlik, T., Hochreiter, R., Zydney, A. L. et Kumar, M. (2018). Polyacrylamide degradation and its implications in environmental systems. *NPJ Clean Water*, *1*(1), 17.

Yamanaka, K. et Holl, F. (1984). Effects of N and Seeding Rate on Grass-Legume Mixtures on Coal Mine Spoils: Biomass Production, Soil Factors, and N2 Fixation 1. *Agronomy Journal*, *76*(6), 895-900.

Yan, Y., Zhao, B., Xu, W., Yu, F., Liu, W. et Xia, D. (2020). The Future Prospects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Slope Ecological Restoration. *Polish Journal of Environmental Studies*, *29*(3).

Yang, T.-H. (2008). Recent applications of polyacrylamide as biomaterials. *Recent Patents on Materials Science*, *1*(1), 29-40.

Young, I., Renault, S. et Markham, J. (2015). Low levels organic amendments improve fertility and plant cover on non-acid generating gold mine tailings. *Ecological Engineering*, *74*, 250-257.

Zamani, S. et Mahmoodabadi, M. (2013). Effect of particle-size distribution on wind erosion rate and soil erodibility. *Archives of Agronomy and Soil Science*, *59*(12), 1743-1753.

Zhang, G.-H., Wang, L.-L., Tang, K.-M., Luo, R.-T. et Zhang, X. (2011). Effects of sediment size on transport capacity of overland flow on steep slopes. *Hydrological sciences journal*, *56*(7), 1289-1299.

Zhang, J., Yang, M., Sun, X. et Zhang, F. (2018). Estimation of wind and water erosion based on slope aspects in the crisscross region of the Chinese Loess Plateau. *Journal of soils and sediments*, *18*, 1620-1631.

Zhang, Z., Zhang, J. et Huang, Y. (2014). Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on the drought tolerance of Cyclobalanopsis glauca seedlings under greenhouse conditions. *New forests*, *45*, 545-556.

Zimmermann, C. F., Keefe, C. W. et Bashe, J. (1997). *Method 440.0: Determination of Carbon and Nitrogen in Sediments and Particulates of Estuarine/Coastal Waters Using Elemental Analysis*. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.

Zipper, C. E., Burger, J. A., Skousen, J. G., Angel, P. N., Barton, C. D., Davis, V. et Franklin, J. A. (2011). Restoring forests and associated ecosystem services on Appalachian coal surface mines. *Environmental management*, *47*, 751-765.

Zobel, M. et Öpik, M. (2014). Plant and arbuscular mycorrhizal fungal (AMF) communities–which drives which? *Journal of Vegetation Science*, *25*(5), 1133-1140.

Zona, S. (2017). Fruit and seed dispersal of Salvia L.(Lamiaceae): a review of the evidence. *The Botanical Review*, *83*, 195-212.

ANNEXE A POURCENTAGE MASSIQUE, CYCLE VITAL, TAUX DE GERMINATION ET QUANTITÉ DE GRAINES PAR KG DES DIFFÉRENTES ESPÈCES VÉGÉTALES UTILISÉES POUR LES TRAVAUX D'ENSEMENCEMENT HYDRAULIQUE RÉALISÉS LES 13 ET 14 AOÛT 2022.

Famille	Nom commun	Nom latin	% massique	Cycle Vital	Germination (%)	Graines par kg
Brassicacées	SS Mélange suprême de Moutardes	*Sinapsis sp. et Brassica sp.*	9,4	Annuel	94	220500
Graminées	Avoine	*Avena sativa*	18,8	Annuel	85	27783
Graminées	Fétuque rouge traçante enrobée	*Festuca rubra commutata*	12,8	Vivace	94	1190700
Graminées	Ivraie multiflore Tetilia	*Lolium multiflorum*	7,5	Annuel	96	496125
Graminées	Seigle d'automne	*Secale cereale*	7,5	Bisannuel	96	39690
Graminées	Fléole des prés Sunrise enrobée	*Phleum pratense*	3,0	Vivace	89	2480625
Graminées	Élyme grêle	*Elymus trachycaulus ssp. trachycaulus*	2,3	Vivace	90	350595
Graminées	Pâturin du Canada	*Poa compressa*	2,3	Vivace	93	5071500
Graminées	Fétuque élevée Rustler	*Schedonorus arundinaceus*	1,5	Vivace	97	496125
Graminées	Fétuque ovine enrobée	*Festuca ovina*	1,5	Vivace	92	1190700
Graminées	Agrostide blanche	*Agrostis gigantea*	0,7	Vivace	85	10914750
Fabacées	Trèfle rouge 2 coupes enrobé	*Trifolium pratense*	10,9	Vivace	95	595350
Fabacées	Mélilot officinal	*Melilotus officinalis*	6,4	Vivace	90	565583
Fabacées	Trèfle hybride enrobé	*Trifolium hybridum*	6,4	Vivace	98	1488375
Fabacées	Lotier corniculé	*Lotus corniculatus*	4,2	Vivace	82	741542
Fabacées	Luzerne enrobée	*Medicago sativa*	4,2	Vivace	90	496125
Fabacées	Trèfle blanc enrobé	*Trifolium repens*	0,8	Vivace	79	1488375

ANNEXE B CONCENTRATION MASSIQUE DE DIFFÉRENTS MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES ANALYSÉS À PARTIR D'ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS AVANT LES TRAVAUX D'ENSEMENCEMENT HYDRAULIQUE DU MOIS D'AOÛT 2022

Sous-bloc	Concentration massique en métal ou métalloïde (µg/g)												
	Ag	**As**	**Ba**	**Cd**	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Hg***	**Mn**	**Mo**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
BPR1	5,0	1,5	42	0,2	1,9	4,0	0,9	2,6	181	0,0	4,3	1,5	3,8
BPR2	5,0	1,5	53	0,2	1,9	2,5	1,2	9,3	207	0,0	2,6	1,5	2,6
BPR3	5,0	1,5	43	0,2	2,2	7,9	1,8	4,6	206	0,0	3,5	1,5	3,2
BPR4	5,0	1,5	59	0,2	2,6	3,9	0,7	4,6	164	0,0	4,9	1,5	3,9
MPR1	5,0	1,5	29	0,2	2,6	2,2	0,4	6,5	129	0,0	3,6	1,5	2,5
MPR2	5,0	1,5	20	0,2	1,6	2,4	0,6	7,5	81	0,0	3,2	1,5	2,8
MPR3	5,0	1,5	31	0,2	2,4	3,5	0,6	6,7	136	0,0	4,2	1,5	3,9
MPR4	5,0	1,5	22	0,2	1,9	2,1	0,7	3,5	113	0,0	3,4	1,5	2,1
HPR1	5,0	1,5	21	0,2	2,4	3,8	0,5	2,6	160	0,0	4,5	1,5	3,0
HPR2	5,0	1,5	7	0,2	1,4	2,6	0,4	3,7	82	0,0	2,5	1,5	1,7
HPR3	5,0	1,5	7	0,2	1,4	5,5	1,0	2,1	105	0,0	2,8	1,5	1,5
HPR4	5,0	1,5	12	0,2	1,9	3,2	0,9	2,8	159	0,0	3,7	1,5	2,0
Moyenne	**5,0**	**1,5**	**29**	**0,2**	**2,0**	**3,6**	**0,8**	**4,7**	**143**	**0,0**	**3,6**	**1,5**	**2,7**
Critère A**	**0,8**	**14,0**	**355**	**1,5**	**35**	**100**	**65**	**300**	**1000**	**7,0**	**50**	**30**	**200**

* Les concentrations en Hg sont en ng/g.

** Valeurs présentées à l'annexe I du guide d'intervention pour la protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (Beaulieu, 2021)

ANNEXE C TABLEAU DE DISTRIBUTION GRANULOMÉTRIQUE RÉALISÉ À PARTIR D'ÉCHANTILLONS DE SOL RÉCOLTÉ AVANT LES TRAVAUX D'ENSEMENCEMENT HYDRAULIQUE D'AOÛT 2022.

Sous-Bloc	Diamètre des particules passantes (µm)								
	D_{10}	D_{20}	D_{30}	D_{40}	D_{50}	D_{60}	D_{70}	D_{80}	D_{90}
BPR1	116,2	170,9	208,4	254,2	310,1	387,6	485,7	608,4	930,0
BPR2	122,4	173,2	208,7	251,5	303,1	374,5	465,6	578,9	859,0
BPR3	123,2	174,4	211,3	256,1	310,3	386,1	481,5	600,5	913,5
BPR4	123,8	174,1	209,9	253,1	305,1	378,5	472,4	589,6	880,4
MPR1	123,9	175,1	212,9	258,9	314,8	396,9	500,4	631,7	983,1
MPR2	126,8	178,6	218,4	267,1	327,7	408,2	508,4	636,2	973,6
MPR3	128,0	180,0	221,2	271,9	336,3	422,3	530,4	693,7	1028,6
MPR4	126,6	178,2	218,1	267,0	328,6	414,4	522,7	681,7	1020,5
HPR1	125,1	178,8	220,7	272,5	339,4	431,1	547,6	738,1	1082,4
HPR2	131,8	182,6	224,8	276,8	344,3	435,9	551,8	743,9	1086,7
HPR3	128,8	179,1	218,3	266,1	326,1	412,5	521,9	683,9	1033,5
HPR4	129,1	180,2	220,4	269,6	332,4	420,7	532,5	706,3	1053,4
Moyenne	**125,5**	**177,1**	**216,1**	**263,7**	**323,2**	**405,7**	**510,1**	**657,7**	**987,0**

ANNEXE D MASSE VOLUMIQUE APPARENTE (MVA) ANALYSÉE À PARTIR DE LA MÉTHODE DU CÔNE DE SABLE AUX QUATRE COINS EXTÉRIEURS DU DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL EN SEPTEMBRE 2023.

Échantillon	**Paramètres – Cône de sable**		
	MVA humide (g/ml)	**MVA sèche (g/ml)**	**Taux humidité (%)**
Gauche-Bas	3,5	3,3	4,9
Droite-Bas	2,7	2,6	3,3
Gauche-Haut	1,5	1,4	2,9
Droite-Haut	1,9	1,9	3,0

ANNEXE E MOYENNE ET ERREUR TYPE PAR TRAITEMENT DES CONCENTRATIONS TOTALES DE DIFFÉRENTS MINÉRAUX ANALYSÉS DANS LE SOL DES PARCELLES EXPÉRIMENTALES.

Éléments (mg/kg)	Traitements					
	1 couche	2 couches	3 couches	Bas de pente	Milieu de pente	Haut de pente
P_Sol	231 ± 13	228 ± 13	258 ± 13	240 ± 13	246 ± 13	230 ± 13
K_Sol	363 ± 22	369 ± 22	358 ± 22	363 ± 22	423 ± 22	304 ± 22
Mg_Sol	660 ± 30	666 ± 30	636 ± 30	640 ± 30	744 ± 30	577 ± 30
Fe_Sol	20741 ± 1027	19798 ± 1027	22329 ± 1027	21785 ± 1027	20361 ± 1027	20722 ± 1027
Na_Sol	19 ± 1	18 ± 1	18 ± 1	21 ± 1	18 ± 1	15 ± 1
Al_Sol	843 ± 31	866 ± 31	847 ± 31	883 ± 31	928 ± 31	745 ± 31
Ba_Sol	22 ± 1	22 ± 1	22 ± 1	25 ± 1	25 ± 1	17 ± 1
Zn_Sol	2,6 ± 0,2	2,9 ± 0,2	2,6 ± 0,2	2,9 ± 0,2	2,9 ± 0,2	2,3 ± 0,2
Cr_Sol	2,9 ± 0,2	2,7 ± 0,2	2,9 ± 0,2	3,2 ± 0,2	2,9 ± 0,2	2,5 ± 0,2
Ni_Sol	3,7 ± 0,2	3,7 ± 0,2	3,3 ± 0,2	3,7 ± 0,2	3,5 ± 0,2	3,6 ± 0,2
Pb_Sol	0,1 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,1

ANNEXE F MOYENNE ET ERREUR TYPE PAR TRAITEMENT DU PH EAU ET DU PH SMP DU SOL PRÉLEVÉ DANS LES PARCELLES EXPÉRIMENTALES.

Variables	Traitements					
	1 couche	**2 couches**	**3 couches**	**Bas de pente**	**Milieu de pente**	**Haut de pente**
pH eau	7,7 ± 0,1	7,7 ± 0,1	7,7 ± 0,1	7,6 ± 0,1	7,7 ± 0,1	7,7 ± 0,1
pH SMP	7,6 ± 0,0	7,6 ± 0,0	7,6 ± 0,0	7,6 ± 0,0	7,6 ± 0,0	7,6 ± 0,0

ANNEXE G Moyenne et erreur type par traitement des concentrations de différents minéraux analysés dans les tissus aériens de la végétation prélevés dans les parcelles expérimentales (toutes espèces combinées).

Élément	Traitements					
	1 couche	2 couches	3 couches	Bas de pente	Milieu de pente	Haut de pente
N_Fol (g/kg)	16 ± 2	18 ± 2	22 ± 2	16 ± 2	17 ± 2	22 ± 2
P_Fol (g/kg)	4,0 ± 0,0	4,0 ± 0,0	5,0 ± 0,0	4,0 ± 0,0	4,0 ± 0,0	5,0 ± 0,0
K_Fol (g/kg)	18 ± 1	19 ± 1	21 ± 1	19 ± 1	19 ± 1	21 ± 1
Ca_Fol (g/kg)	5,0 ± 0,0	5,0 ± 0,0	5,0 ± 0,0	5,0 ± 0,0	5,0 ± 0,0	5,0 ± 0,0
Mg_Fol (g/kg)	1,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0
S_Fol (g/kg)	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0
Mn_Fol (mg/kg)	264 ± 26	222 ± 26	217 ± 26	276 ± 26	232 ± 26	195 ± 26
Fe_Fol (mg/kg)	728 ± 114	675 ± 114	552 ± 114	562 ± 114	728 ± 114	665 ± 114
Mo_Fol (mg/kg)	3,2 ± 0,2	3,3 ± 0,2	3,8 ± 0,2	3,9 ± 0,2	3,2 ± 0,2	3,2 ± 0,2
Zn_Fol (mg/kg)	30 ± 3	32 ± 3	31 ± 3	32 ± 3	29 ± 3	32 ± 3
B_Fol (mg/kg)	2,0 ± 0,0	2,1 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,1 ± 0,0	2,0 ± 0,0
Na_Fol (mg/kg)	84 ± 5	71 ± 5	62 ± 5	82 ± 5	70 ± 5	65 ± 5
Al_Fol (mg/kg)	194 ± 30	180 ± 30	152 ± 30	155 ± 30	206 ± 30	165 ± 30

ANNEXE H MOYENNE ET ERREUR TYPE PAR TRAITEMENT DE DIFFÉRENTES STRUCTURES ENDOMYCORHIZIENNES PRÉSENTES DANS LES RACINES DE LA VÉGÉTATION PRÉLEVÉE DANS LES PARCELLES EXPÉRIMENTALES (TOUTES ESPÈCES VÉGÉTALES COMBINÉES).

Variables (%)	**Traitements**					
	1 couche	**2 couches**	**3 couches**	**Bas de pente**	**Milieu de pente**	**Haut de pente**
Endophytes	1,6 ± 0,6	1,9 ± 0,6	2,2 ± 0,6	2,8 ± 0,6	1,5 ± 0,6	1,4 ± 0,6
Arbuscules	1,9 ± 1,6	5,3 ± 1,6	7,1 ± 1,6	4,0 ± 1,6	6,3 ± 1,6	4,0 ± 1,6
Hyphes	0,9 ± 0,5	2,2 ± 0,5	1,8 ± 0,5	1,6 ± 0,5	1,6 ± 0,5	1,8 ± 0,5
Spores	0,1 ± 1,2	0,1 ± 1,2	2,3 ± 1,2	2,3 ± 1,2	0,2 ± 1,2	0,1 ± 1,2
Mycorhization totale	2,9 ± 2,2	7,7 ± 2,2	11,2 ± 2,2	7,8 ± 2,2	8,1 ± 2,2	5,9 ± 2,2

ANNEXE I MOYENNE ET ERREUR TYPE PAR TRAITEMENT DE LA CONTRIBUTION SPÉCIFIQUE AU RECOUVREMENT DES DIFFÉRENTS GENRES DE PLANTES ENSEMENCÉS DANS LES PARCELLES EXPÉRIMENTALES.

Contribution spécifique (%)	**Traitements**					
	1 couche	**2 couches**	**3 couches**	**Bas de pente**	**Milieu de pente**	**Haut de pente**
*Festuca*_Cont	53 ± 5	35 ± 5	41 ± 5	32 ± 5	50 ± 5	46 ± 5
*Lolium*_Cont	29 ± 5	44 ± 5	46 ± 5	44 ± 5	31 ± 5	44 ± 5
*Phleum*_Cont	9 ± 3	15 ± 3	11 ± 3	14 ± 3	12 ± 3	9 ± 3
*Secale*_Cont	1,9 ± 1	0,0 ± 1	0,0 ± 1	0,2 ± 1	0,0 ± 1	1,7 ± 1
*Trifolium*_Cont	0,6 ± 0,3	0,0 ± 0,3	0,3 ± 0,3	0,5 ± 0,3	0,4 ± 0,3	0,0 ± 0,3

ANNEXE J MOYENNE ET ERREUR TYPE PAR TRAITEMENT DU RECOUVREMENT SPÉCIFIQUE DES DIFFÉRENTS GENRES DE PLANTES ENSEMENCÉS DANS LES PARCELLES EXPÉRIMENTALES.

Recouvrement spécifique (%)	**Traitements**					
	1 couche	**2 couches**	**3 couches**	**Bas de pente**	**Milieu de pente**	**Haut de pente**
*Festuca*_Rec	15 ± 3	11 ± 3	17 ± 3	16 ± 3	19 ± 3	8 ± 3
*Lolium*_Rec	8 ± 2	13 ± 2	18 ± 2	19 ± 2	12 ± 2	8 ± 2
*Phleum*_Rec	4,3 ± 1,7	5,3 ± 1,7	4,5 ± 1,7	7,7 ± 1,7	4,7 ± 1,7	1,8 ± 1,7
*Secale*_Rec	0,3 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,2 ± 0,1
*Trifolium*_Rec	0,3 ± 0,2	0,0 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,2

ANNEXE K MOYENNE ET ERREUR TYPE PAR TRAITEMENT DE DIFFÉRENTS PARAMÈTRES LIÉS À LA PERFORMANCE DE LA VÉGÉTATION ET À L'ÉROSION DANS LES PARCELLES EXPÉRIMENTALES.

Variables	Traitements					
	1 couche	**2 couches**	**3 couches**	**Bas de pente**	**Milieu de pente**	**Haut de pente**
Biomasse aérienne sèche (kg/ha)	64 ± 11	90 ± 11	74 ± 11	101 ± 11	93 ± 11	34 ± 11
Couvert végétal (%)	27 ± 4	31 ± 4	38 ± 4	42 ± 4	36 ± 4	18 ± 4
Taux d'ensevelissement (%)	60 ± 4	51 ± 4	44 ± 4	47 ± 4	44 ± 4	63 ± 4
Épaisseur d'ensevelissement (cm)	1,3 ± 0,4	2,1 ± 0,4	2,3 ± 0,4	3,3 ± 0,4	1,6 ± 0,4	0,8 ± 0,4

ANNEXE L MOYENNE ET ERREUR TYPE PAR COMBINAISON DE TRAITEMENTS DE DIFFÉRENTS PARAMÈTRES DE SOL ET DE VÉGÉTATIONS DANS LES PARCELLES EXPÉRIMENTALES.

Variables	Traitements			
	Nombre de couches	Bas de pente	Milieu de pente	Haut de pente
Ca_Sol (mg/kg)	1	556 ± 54	590 ± 54	647 ± 54
Ca_Sol (mg/kg)	2	850 ± 54	604 ± 54	576 ± 54
Ca_Sol (mg/kg)	3	649 ± 54	623 ± 54	646 ± 54
Mn_Sol (mg/kg)	1	199 ± 40	195 ± 40	150 ± 40
Mn_Sol (mg/kg)	2	207 ± 40	438 ± 46	126 ± 40
Mn_Sol (mg/kg)	3	202 ± 40	234 ± 40	197 ± 40
S_Sol (mg/kg)	1	0,0 ± 1,6	0,0 ± 1,6	2,7 ± 1,6
S_Sol (mg/kg)	2	2,7 ± 1,6	0,0 ± 1,6	3,0 ± 1,6
S_Sol (mg/kg)	3	0,0 ± 1,6	0,0 ± 1,6	0,0 ± 1,6
Cu_Sol (mg/kg)	1	1,6 ± 0,2	1,3 ± 0,2	1,5 ± 0,2
Cu_Sol (mg/kg)	2	1,6 ± 0,2	1,6 ± 0,2	1,0 ± 0,2
Cu_Sol (mg/kg)	3	1,9 ± 0,2	1,4 ± 0,2	1,2 ± 0,2
Co_Sol (mg/kg)	1	1,8 ± 2,3	2,0 ± 2,3	1,6 ± 2,3
Co_Sol (mg/kg)	2	2,3 ± 2,3	11,2 ± 2,3	1,5 ± 2,3
Co_Sol (mg/kg)	3	2,1 ± 2,3	1,9 ± 2,3	1,4 ± 2,3
Conductivité (µS/cm)	1	13 ± 2	17 ± 2	15 ± 2
Conductivité (µS/cm)	2	20 ± 2	21 ± 2	17 ± 2
Conductivité (µS/cm)	3	20 ± 2	21 ± 2	16 ± 2
Cu_Fol (mg/kg)	1	5,0 ± 0,5	5,8 ± 0,5	6,0 ± 0,5
Cu_Fol (mg/kg)	2	5,0 ± 0,5	5,3 ± 0,5	7,3 ± 0,5
Cu_Fol (mg/kg)	3	5,3 ± 0,5	6,5 ± 0,5	6,0 ± 0,5
Sr_Sol (mg/kg)	1	1,3 ± 0,5	2,7 ± 0,5	1,5 ± 0,5
Sr_Sol (mg/kg)	2	1,7 ± 0,5	1,6 ± 0,5	2,2 ± 0,5
Sr_Sol (mg/kg)	3	1,6 ± 0,5	1,6 ± 0,5	1,6 ± 0,5
Agrostis_Cont (%)	1	9,7 ± 3,1	9,4 ± 3,1	0,0 ± 3,1
Agrostis_Cont (%)	2	12,8 ± 3,1	6,0 ± 3,1	0,0 ± 3,1
Agrostis_Cont (%)	3	3,9 ± 3,1	3,6 ± 3,1	0,0 ± 3,1
Agrostis_Rec (%)	1	2,0 ± 1,3	3,5 ± 1,3	0,0 ± 1,3
Agrostis_Rec (%)	2	6,5 ± 1,3	2,0 ± 1,3	0,0 ± 1,3
Agrostis_Rec (%)	3	2,0 ± 1,3	1,5 ± 1,3	0,0 ± 1,3
Richesse spécifique (nb d'espèces)	1	6,5 ± 0,5	6,3 ± 0,5	5,3 ± 0,5
Richesse spécifique (nb d'espèces)	2	6,8 ± 0,5	5,8 ± 0,5	6,8 ± 0,5
Richesse spécifique (nb d'espèces)	3	6,3 ± 0,5	5,8 ± 0,5	6,5 ± 0,5

ANNEXE M RÉSULTATS DES ANALYSES STATISTIQUES DE KRUSKAL-WALLIS (A=0,05) DES DIFFÉRENTES VARIABLES SELON LE NOMBRE DE COUCHES D'HYDROSEMIS.

Variables	1 couche		2 couches		3 couches	
	Khi-2	Valeur p	Khi-2	Valeur p	Khi-2	Valeur p
S_Sol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Cu_Sol	NS	NS	4,8846	0,087	NS	NS
Co_Sol	NS	NS	7,5385	0,0231	NS	NS
Cr_Sol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Pb_Sol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Sr_Sol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Conductivité	6,7112	0,0349	NS	NS	NS	NS
Ca_Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
S_Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Fe_Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Cu_Fol	NS	NS	7,8035	0,0202	NS	NS
Zn_Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
B _Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Spores	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Festuca*_Cont	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Agrostis*_Cont	NS	NS	6,1953	0,0452	NS	NS
*Secale*_Cont	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Trifolium*_Cont	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Agrostis*_Rec	NS	NS	6,7031	0,035	NS	NS
*Secale*_Rec	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Trifolium*_Rec	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Richesse	6,1814	0,0455	NS	NS	NS	NS

ANNEXE N RÉSULTATS DES ANALYSES STATISTIQUES DE KRUSKAL-WALLIS (A=0,05) DES DIFFÉRENTES VARIABLES SELON LA HAUTEUR SUR LA PENTE.

Variables	Bas de pente		Milieu de pente		Haut de pente	
	Khi-2	Valeur p	Khi-2	Valeur p	Khi-2	Valeur p
S_Sol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Cu_Sol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Co_Sol	NS	NS	6,986	0,0304	NS	NS
Cr_Sol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Pb_Sol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Sr_Sol	7,4754	0,0238	NS	NS	NS	NS
Conductivité	7,4726	0,0238	NS	NS	NS	NS
Ca_Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
S_Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Fe_Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Cu_Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Zn_Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
B _Fol	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Spores	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Festuca*_Cont	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Agrostis*_Cont	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Secale*_Cont	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Trifolium*_Cont	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Agrostis*_Rec	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Secale*_Rec	NS	NS	NS	NS	NS	NS
*Trifolium*_Rec	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Richesse	NS	NS	NS	NS	6,3101	0,0426

ANNEXE O PROPORTION RELATIVE (%) DES TAXONS DE CHAMPIGNONS GLOMÉROMYCÈTES IDENTIFIÉS DANS LES ÉCHANTILLONS RACINAIRES DES TÉMOINS 1,3 ET 4 PRÉLEVÉS EN SEPTEMBRE 2023.

Échantillon	**Proportions relatives (%)**					
	Gloméromycetes	**Diversisporales**	**Glomérales**	***Glomeraceae***	***Enthrophospora***	***E. lamellosa***
Témoin 1	5	0,2	0,0	0,0	14	3
Témoin 3	2	0,6	5	56	0,0	0,0
Témoin 4	0,0	0,0	0,9	3	0,0	0,0

ANNEXE P ESTIMATION VISUELLE DE L'ABONDANCE RELATIVE (%) EN FONCTION DU NOMBRE D'INDIVIDUS PAR ESPÈCES IDENTIFIÉES LORS DE L'INVENTAIRE FLORISTIQUE RÉALISÉ SUR LE SITE DU TÉMOIN 1 LE 2 AOÛT 2022.

Nom commun	Nom Latin	Abondance relative (%)
Marguerite blanche	*Leucanthemum vulgare*	30
Épilobe à feuilles étroites	*Epilobium angustifolium*	25
Prêle des bois	*Equisetum sylvaticum*	5
Mélèze laricin	*Larix laricina*	5
Petite oseille	*Rumex acetosella*	5
Saules spp.	*Salix* spp.	5
Scirpe à ceinture noire	*Scirpus atrocinctus*	5
Bleuet boréal + des marais	*Vaccinium boreale + uliginosum*	5
Aulne rugueux	*Alnus rugosa*	2
Bouleau glanduleux	*Betula glandulosa*	2
Champignon saprophyte spp.	champignons saprophytes spp.	2
Kalmia à feuille d'Andromède	*Kalmia polyfolia*	2
Pétasite palmée	*Petasites palmatus*	2
Potentille tridentée	*Sibbaldia tridentata*	2
Thé du Labrador	*Rhododendron groenlandicum*	2
Bouleau à papier	*Betula papyrifera*	1
Platanthère sp.	*Plathantera* sp.	1
Total		**100**

ANNEXE Q ESTIMATION VISUELLE DE L'ABONDANCE RELATIVE (%) EN FONCTION DU NOMBRE D'INDIVIDUS PAR ESPÈCES IDENTIFIÉES LORS DE L'INVENTAIRE FLORISTIQUE RÉALISÉ SUR LE SITE DU TÉMOIN 2 LE 2 AOÛT 2022.

Nom commun	**Nom Latin**	**Abondance relative (%)**
Mousses spp.	mousses spp.	46
Bouleau glanduleux	*Betula glandulosa*	8
Cornouiller du Canada	*Cornus canadensis*	8
Thé du Labrador	*Rhododendron groenlandicum*	8
Sélaginelle sp.	*Selaginella* sp.	8
Bleuet boréal	*Vaccinium boreale*	8
Camarine noire	*Empetrum nigrum*	4
Mélèze Laricin	*Larix laricina*	4
Airelle vigne d'Ida	*Vaccinium vitis-idaea*	4
Épinette noire	*Picea mariana*	2
Potentille tridentée	*Sibbaldia tridentata*	2
Chèvrefeuille du Canada	*Lonicera canadensis*	1
Total		**100**

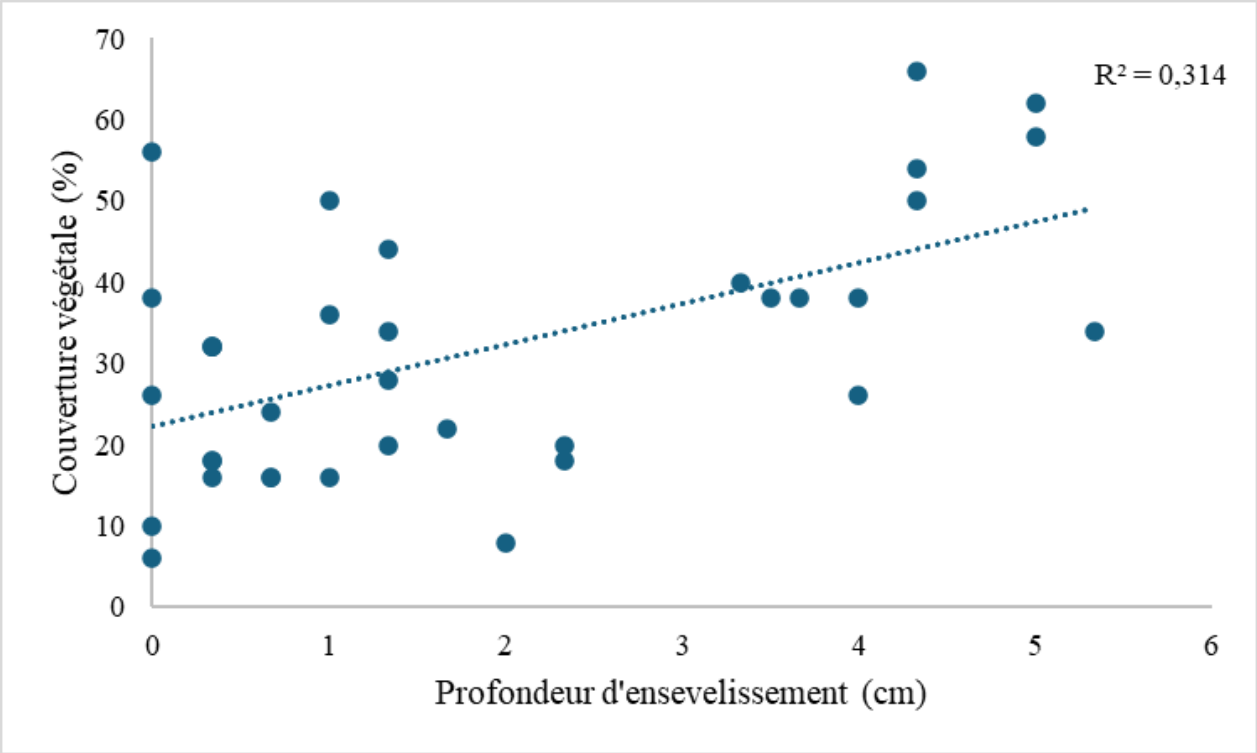
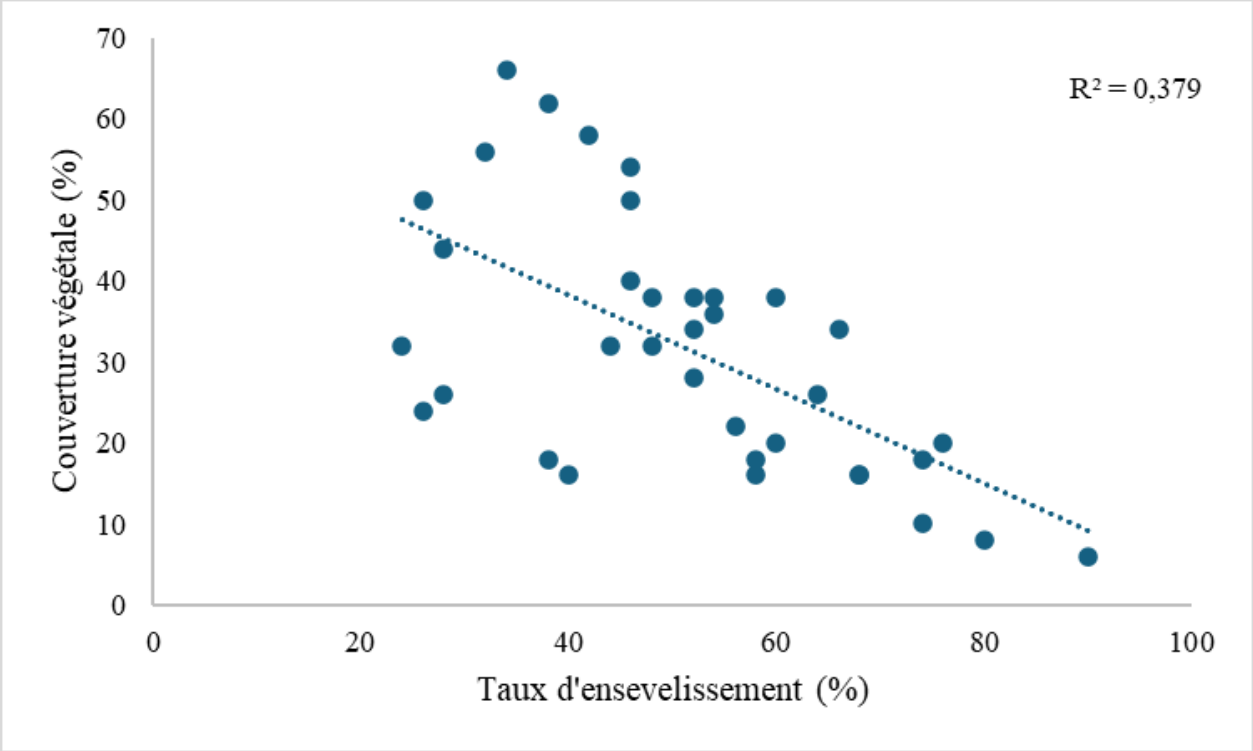
ANNEXE R ESTIMATIONS VISUELLE DE L'ABONDANCE RELATIVE (%) EN FONCTION DU NOMBRE D'INDIVIDUS PAR ESPÈCES IDENTIFIÉES LORS DE L'INVENTAIRE FLORISTIQUES RÉALISÉ SUR LE SITE DU TÉMOIN 3 LE 18 JUILLET 2023.

Nom commun	Nom Latin	Abondance relative (%)
Polytrique sp.	*Polytrichum* sp.	22
Épilobe à feuilles étroites	*Epilobium angustifolium*	18
Cornouiller du Canada	*Cornus canadensis*	11
Saules sp.	*Salix* sp.	11
Bleuets boréal + des marais	*Vaccinium boreale + uliginosum*	7
Luzule rouge-brun	*Luzula parviflora*	7
Bouleau glanduleux	*Betula glandulosa*	4
Calamagrostis du Canada	*Calamagrostis canadensis*	4
Thé du Labrador	*Rhododendron groenlandicum*	2
Verge d'or des tourbières	*Solidago uliginosa*	2
Épinette noire	*Picea mariana*	2
Kalmia a feuilles d'andromède	*Kalmia polyfolia*	1
Cassandre caniculé	*Chamaedaphne calyculata*	1
Fétuque rouge	*Festuca rubra*	1
Achillée millefeuille	*Achillea millefolium*	1
Camarine noire	*Empetrum nigrum*	1
Carex sp.	*Carex* sp.	1
Potentille tridentée	*Sibbaldia tridentata*	1
Airelle vigne d'Ida	*Vaccinium vitis-idaea*	1
Total		**100**

ANNEXE S ESTIMATION VISUELLE DE L'ABONDANCE RELATIVE (%) EN FONCTION DU NOMBRE D'INDIVIDUS PAR ESPÈCES IDENTIFIÉES LORS DE L'INVENTAIRE FLORISTIQUE RÉALISÉ SUR LE SITE DU TÉMOIN 4 LE 11 SEPTEMBRE 2023.

Nom commun	Nom Latin	Abondance relative (%)
Seigle d'automne	*Secale cereale* en épis séchés	27
Fléole des prés	*Phleum pratense*	27
Fétuque rouge	*Festuca rubra*	27
Ivraie multiflore	*Lolium multiflorum*	11
Trèfle alsike	*Trifolium hybridum*	3
Agrostis stolonifère	*Agrostis stolonifera*	3
Petite oseille	*Rumex acetosella*	1
Moutarde blanche	*Sinapis alba*	1
Mélilot officinal	*Melilotus officinale*	1
Orge agréable	*Hordeum jubatum*	1
Total		**100**

ANNEXE T NUAGE DE POINTS ET DROITE DE RÉGRESSION LINÉAIRE PRÉSENTANT LA COUVERTURE VÉGÉTALE (%) EN FONCTION DE LA PROFONDEUR D'ENSEVELISSEMENT (CM) DÉTERMINÉES LES 14 ET 15 SEPTEMBRE 2023 .



ANNEXE U NUAGE DE POINTS ET DROITE DE RÉGRESSION LINÉAIRE PRÉSENTANT LA COUVERTURE VÉGÉTALE (%) EN FONCTION DU TAUX D'ENSEVELISSEMENT (%)