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

Mise en garde

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

Warning

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

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

ANALYSE COMPARATIVE DE L'EFFICACITÉ DES SUBSTRATS DE CROISSANCE EN SERRE: IMPACTS SUR LA CROISSANCE DES PLANTES ET LES PROPRIÉTÉS DU SOL

Mémoire
présenté
comme exigence partielle
de la maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers

Par
Rafiatou Pentane Njipeka

Janvier 2025

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude à ma directrice Annie DesRochers pour cette incroyable opportunité et pour son soutien inconditionnel tout au long de mon parcours. Je remercie une fois de plus ma directrice ainsi que mes co-directeurs Vincent Poirier et Miguel Montoro Girona pour leur confiance durant ce projet, pour leur disponibilité, accompagnement et pour leurs précieux conseils. J'ai beaucoup appris à leurs côtés et je ne pourrais les remercier assez. Un merci spécial à mon co-directeur Vincent Poirier, que j'ai connu depuis 2018 et qui a cru en moi depuis lors jusqu'à ce jour.

Ma reconnaissance va aussi à l'endroit des personnes qui m'ont aidée tout au long de mon parcours à l'UQAT, que ce soit pour les démarches administratives, la vie sociale, ou pour mes analyses statistiques. Bref, toutes ces personnes qui ont contribué de quelque manière que ce soit à mon épanouissement durant mon parcours et à la réussite de mon projet. Je pense particulièrement à : Dany Charron, Hélène Lavoie, Martine Hardy, Toky Jeriniaina Rabearison, Mialintsoa Aroniaina Randriamananjara, Hiba Merzouki, Jonathan Kimbukusu Kusa**,** Baudelaire Nda Angoran**,** Marwa Karoui, Rachel Kasoro Furaha et Gideon Olugbadieye Oloruntobi. J'aimerais également exprimer ma profonde gratitude à toute l'équipe virtuelle de l'UQAT dont je n'ai jamais eu l'opportunité de rencontrer, mais qui effectue un travail énorme pour faciliter l'intégration des étudiants à l'UQAT.

Je tiens aussi à remercier le Mouvement de la Relève d'Amos région (MRAR) pour ce qu'il fait pour les étudiants étrangers. Je suis vraiment reconnaissante envers cet organisme qui m'a été d'un soutien inconditionnel, qui m'a aidée à m'intégrer facilement dans mon nouvel environnement et de profiter pleinement des merveilles que nous offre l'Abitibi-Témiscamingue.

Un merci particulier au couple Couëtoux (Bertrand et Romualdine), qui ont toujours été là quand j'en avais besoin, dans les bons comme dans les mauvais moments. Ce couple qui m'a aidée sur tous les plans et qui a également contribué activement à mon intégration au sein de la communauté. En fin j'aimerais remercier ma famille d'avoir

été là tout long de ce parcours. Infiniment merci à mon papa, mon mentor Issah FENDOUN NJIPEKA qui, malgré son état de santé fragilisé n'a cessé de m'encourager et de croire en moi. Mille fois merci à ma maman, ma confidente Aminatou KIMOUM qui a veillé à ce que je ne lâche pas, qui était là tous les jours pour s'assurer que je tienne le coup et qui avait une confiance aveugle en moi. Celle-là qui a vécu ce parcours autant que moi, qui a été présente à chaque moment/étape de mon projet. Merci aussi à tous mes frères et sœurs, pour tout leur soutien et leur confiance.

A toute personne n'ayant pas vu leur nom, je vous dis sincèrement merci d'avoir été là tout au long de ce parcours.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS II
TABLE DES MATIÈRES IV
LISTE DES FIGURES V
LISTE DES TABLEAUX VI
RÉSUMÉ VII
INTRODUCTION GÉNÉRALE 1
1. ÉTUDE EXPÉRIMENTALE : MÉTHODOLOGIE, RÉSULTATS ET DISCUSSION 12
1.1 Méthodologie 12
1.1.1 Dispositif expérimental 12
1.1.2 Origine des espèces et des substrats 13
1.1.3 Test de germination 14
1.1.4 Propriétés chimiques et pH des substrats 14
1.1.5 Paramètres évalués 15
1.1.6 Analyses statistiques 16
1.2 Résultats 17
1.2.1 Effet des substrats 17
1.2.2 Effet d'espèces 23
1.3 Discussion 27
1.3.1 Effet des substrats 27
1.3.2 Effet d'espèces 31
CONCLUSION GÉNÉRALE 34
LISTE DE RÉFÉRENCES 38

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Photo d'affleurements rocheux autours de la fonderie Horne de Rouyn-Noranda. 3
Figure 2 Dispositif expérimental 13
Figure 3 Taux de germination moyen selon les substrats. 18
Figure 4 Taux de recouvrement moyen selon les substrats. 19
Figure 5 Taux de mortalité moyen selon les substrats. 20
Figure 6 Rétention en eau moyenne de chaque substrat. 23
Figure 7 Taux de germination moyen de chaque espèce. 24
Figure 8 Taux de recouvrement moyens de chaque espèce. 25
Figure 9 Taux de mortalité moyens de chaque espèce. 25
Figure 10 Ratio racines / tiges moyen selon l'espèce 26
Figure 11 Biomasse aérienne et souterraine moyenne en fonction de l'espèce et du substrat. 27

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Concentration en éléments nutritifs et pH des substrats utilisés pour les mélanges 15
Tableau 2 Concentration en éléments nutritifs et pH des mélanges de substrats.... 22

RÉSUMÉ

La présence d'affleurements rocheux (AR) à Rouyn-Noranda est en partie le résultat des activités polluantes de la fonderie Horne. Cette détérioration écologique nécessite la remise en état des zones dégradées. Vu l'absence de sol sur les AR et les conditions difficiles (sécheresse, acidité, et pauvreté en nutriments) qu'ils offrent pour la croissance des plantes, il est nécessaire de constituer un nouveau sol afin d'assurer l'établissement à long terme des végétaux sur ces structures. La création de technosols à base d'intrants écologiques se présente comme une solution durable pour la remise en état des zones dégradées en comparaison au prélèvement de sol dans un milieu naturel. L'objectif de cette étude était de tester l'efficacité de différents types de substrats (sable avec ou sans biochar et/ou copeaux de bois) en serre sur les taux de germination, de recouvrement et de mortalité d'espèces végétales (mélange B – mélange de graminées et légumineuse, bouleau blanc et aulne crispé), ainsi que sur leur biomasse aérienne et souterraine et sur les ratios racines/tiges. On s'attendait à ce que l'ajout d'amendements (biochar et/ou copeaux de bois) au sable améliore la capacité de rétention d'eau et la concentration en nutriments. On s'attendait également à ce que les taux de germination et de recouvrement d'espèces soient plus élevés, et les taux de mortalité plus faibles, sur les substrats contenant à la fois du biochar et des copeaux de bois. Enfin, on s'attendait à ce que le mélange B ait des rapports racines/tiges, des taux de germination et de recouvrement plus élevés que l'aulne crispé et le bouleau blanc. Un dispositif expérimental en serre a été mis en place, utilisant six types de substrat différents. Trois espèces végétales (mélange B, aulne crispé et bouleau blanc) ont été semées. Des échantillons de substrat ont été prélevés pour analyse chimique et la croissance des plantes a été suivie pendant 112 jours. La capacité de rétention d'eau des substrats a également été déterminée. Les substrats combinant le biochar et les copeaux de bois ont montré les taux de germination et de recouvrement les plus élevés. Le taux de germination moyen pour ces substrats était de 14 %, contre 2 % pour les autres substrats. Le taux de recouvrement moyen était de 8 % pour les substrats combinant biochar et copeaux de bois, contre 1,3 % pour les autres substrats. Les taux de mortalité étaient les plus élevés sur le substrat témoin (sable, 88 %). Ils étaient trois fois moins élevés sur les substrats contenant des copeaux de bois et sur les substrats contenant la combinaison de copeaux de bois et de biochar. Les résultats de cette étude fourniront des recommandations pratiques pour la végétalisation des affleurements rocheux. Cette approche pourrait être étendue à la restauration d'autres sites miniers dégradés.

Mots-clés : affleurements rocheux, végétalisation, biochars, copeaux de bois, technosols, restauration.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Contexte et problématique. Les affleurements rocheux (AR) sont des formations géologiques retrouvées dans une grande variété d'environnements physiques, tels que des escarpements, des surplombs ou falaises (Fitzsimons & Michael, 2017). Il en existe principalement deux types soit ceux d'origine naturelle formés à la suite de phénomènes tels que l'érosion et ceux d'origine anthropique résultant de la dégradation des écosystèmes (Fitzsimons & Michael, 2017). Les affleurements rocheux présentent une diversité considérable d'environnements et de mosaïques végétales associées, qui sont déterminés par la topographie locale et les aspects micro-environnementaux (Scarano, 2007).

Constitué de collines basses, ondulées et arrondies par l'érosion glaciaire du substratum cristallin, le Bouclier canadien présente, dans sa partie nord-ouest, une zone caractérisée par de vastes AR (Shilts et al., 1987). Rouyn-Noranda est une ville située dans cette partie nord-ouest du Québec près de la partie centrale de la ceinture de roches vertes (teinte verte des minéraux issus des roches mafiques) de l'Abitibi, qui est majoritairement recouverte de sédiments glaciaires, fluvioglaciaires et glaciolacustres (Veillette et al., 2005). Elle est située dans l'une des régions minéralisées les plus riches du monde (Veillette et al., 2005) et présente l'un des principaux centres d'extraction et de fusion de métaux (arsenic, cadmium, cuivre, plomb et zinc) au Canada (Dixit et al., 2007). La ceinture de roches vertes de l'Abitibi contient essentiellement des séquences sédimentaires et volcaniques archéennes recoupées par des granitoïdes (Veillette et al., 2005). Il s'agit du plus grand bloc de granite et de roches vertes au monde et compte à peu près 70 % des mines d'or du Canada (Veillette et al., 2005). La particularité que présente la géologie de cette zone a entrainé une présence fréquente d'affleurements rocheux dans la région.

Une quantité importante de ces affleurements se retrouvent aux abords de la fonderie Horne à Rouyn-Noranda (Fig. 1). Cette entreprise est un important producteur de cuivre (Dinis et al., 2021) en activité depuis 1927. Ses opérations rejettent du SO_2 et des métaux lourds (arsenic, cadmium, cuivre, plomb et zinc) dans l'air via les deux

cheminées qu'elle possède. Ainsi, les rejets de la fonderie peuvent avoir des impacts néfastes sur l'environnement tels que l'érosion, la pollution des sols, de l'air et de l'eau, la perte de biodiversité et conséquemment avoir des impacts sur les êtres vivants (Maynard et al., 2014; Vorobeichik & Kaigorodova, 2017). Autour de la fonderie Horne à Rouyn-Noranda, la présence d'AR, ainsi que l'absence ou la faible présence de végétaux est possiblement amplifiée par les rejets des activités minières (Maynard et al., 2014; Vorobeichik & Kaigorodova, 2017). Une étude a d'ailleurs montré que la présence d'affleurements rocheux était fréquente là où il y avait des activités minières (Maynard et al., 2014; Vorobeichik & Kaigorodova, 2017). Quoi qu'il en soit, le paysage semblant dégradé; il y a une volonté de la fonderie ainsi que de la population de végétaliser ces AR. Cette volonté est non seulement afin d'améliorer l'esthétique du paysage, mais aussi pour profiter des services écosystémiques qui pourront être créés à l'issu de la végétalisation. Parmi ces services, notons la séquestration du carbone qui contribue à la lutte contre le réchauffement climatique, l'amélioration de la qualité de l'air, de l'eau et du sol, le retour de la biodiversité et bien d'autres.

Figure 1
Photo d'affleurements rocheux autours de la fonderie Horne de Rouyn-Noranda
Source : Annie DesRochers

Vu l'absence de sol sur les AR et les conditions difficiles (sécheresse, acidité, et pauvreté en nutriments) qu'ils offrent pour la croissance des plantes, il est nécessaire de constituer un nouveau sol afin d'assurer l'établissement à long terme des végétaux sur ces structures. Néanmoins, il n'y a pas encore suffisamment de connaissances scientifiques pour proposer des substrats de croissance assurant le succès de la végétalisation sur les AR. En effet, plusieurs méthodes ont été développées pour la remise en état des sols dégradés, notamment l'importation des sols naturels (Palmer & Davies, 2014; Watkinson et al., 2017; Winterhalder, 1996). Cette approche fût d'ailleurs l'une des premières techniques appliquées à Sudbury (Winterhalder, 1996), l'une des régions les plus affectées par les activités minières dans l'est du Canada.

Cependant, elle présente des impacts environnementaux et économique importants, puisqu'elle implique le prélèvement et le transport de sols sur le site et engendre des coûts importants. Plusieurs études ont été menées autour de Sudbury et la technique de remise en état des terres qui a eu le plus de succès sur la végétalisation est celle consistant en l'utilisation de la chaux associée à la fertilisation (Koptsik et al., 2016; Levasseur et al., 2022; Winterhalder, 1996). Cependant, certains auteurs pensent que cette technique ne devrait pas être considérée comme fiable car sa réussite dépendrait de plusieurs autres facteurs comme l'acidité initiale et la capacité tampon des sols, la chimie et la nature minéralogique des métaux contaminants, ainsi que de la résilience des plantes (Koptsik et al., 2016).

Importance de l'étude. La végétalisation est généralement considérée comme étant la première étape pour améliorer les fonctions et services écosystémiques (Colloff et al., 2010; Vaughn et al., 2010). Bien que la fonderie Horne de Rouyn-Noranda œuvre pour la réduction de son impact environnemental, ses émissions continuent à affecter les AR et l'écosystème local. Ce contraste entre les impacts économiques et les défis environnementaux souligne la nécessité de trouver des solutions innovantes et durables pour atténuer les impacts négatifs de la fonderie.

Cependant, les solutions proposées actuellement pour la remise en état des sols dégradés présentent des problèmes liés aux impacts sur l'environnement (importation des sols naturels) ainsi que ceux liés à leur universalité (utilisation de la chaux et de la fertilisation : elle ne s'avère pas toujours efficace dans des contextes pédoclimatiques différents). Ainsi, la nécessité de végétaliser les sites dégradés et les problèmes liés aux méthodes existantes appellent à l'exploration de solutions innovantes et durables. La création de technosols à base d'intrants écologiques se présente donc comme une alternative innovante et durable, par rapport à l'utilisation de sol naturel (prélevé dans un environnement naturel et créant une perturbation de l'environnement), la chaux et les fertilisants traditionnels. Cependant, les technosols restent encore peu étudiés, que ce soit dans le contexte de la remise en état de sites dégradés ou dans des contextes urbains (Hafeez et al., 2012; Séré et al., 2010).

Divers matériaux organiques peuvent être utilisés comme substrats pour créer des technosols afin de revégétaliser les AR. Les copeaux de bois et le biochar en sont des exemples, mais l'impact des propriétés de ces substrats sur la germination et la croissance des plantes demeure méconnu. Notre étude vise ainsi à comprendre l'impact des propriétés physiques (rétention en eau) et chimiques (pH et concentration en nutriments) de substrats composés de différents types de biochars (pyrolysés à 344 °C et à 454 °C) et/ou de copeaux de bois sur les taux de germination, de recouvrement et de survie de différentes espèces végétales. Les résultats de notre travail effectué en serre serviront de base pour la planification future de la végétalisation sur le terrain. Nous aspirons à fournir des recommandations pratiques pour la végétalisation des AR, contribuant ainsi à la restauration environnementale.

État des connaissances. *Biochar.* La fabrication de technosols demande un mélange de plusieurs composants afin d'optimiser les conditions pour l'établissement de plantes sur les affleurements rocheux. Parmi les substrats disponibles, le biochar est de plus en plus utilisé comme amendement organique pour la remise en état des sols dégradés (Amoah-Antwi et al., 2020a; Getahun et al., 2020; Muñoz et al., 2016). Lomaglio et al. (2017) ont défini le biochar comme un composé organique poreux à grain fin produit par pyrolyse de la biomasse dans des conditions limitées en oxygène. Le biochar pourrait améliorer simultanément la qualité du sol, réduire la disponibilité en métaux et adsorber des composés phénoliques qui peuvent être nuisibles à la croissance des plantes (Wardle et al., 1998). En effet, en raison de son pouvoir tampon élevé, l'application de biochar peut réduire l'acidité du sol (El-Naggar et al., 2018a; Liu et al., 2012a; Major et al., 2010). Fabriqué à différentes températures, le biochar a une concentration en carbone très élevée ainsi qu'une grande stabilité dans le sol (Amoah-Antwi et al., 2020b). En effet, plusieurs études ont montré que le biochar serait 10 à 100 fois plus stable que la plupart des autres matières organiques du sol et ce à cause du carbone aromatique condensé qu'il contient (Jeffery et al., 2011) ainsi que de sa forte nature récalcitrante (Kuzyakov et al., 2000). Une étude menée par Al-Wabel et al. (2018) a trouvé que le biochar produit à basse température pouvait améliorer la disponibilité des nutriments et le rendement des cultures. Cependant,

celui produit à haute température pourrait plutôt améliorer la séquestration du carbone à long terme dans le sol (Al-Wabel et al., 2018). (Keiluweit et al., 2010) ont également trouvé que les biochars fabriqués à haute température (entre 500 °C et 700 °C) étaient plus riches en C en raison de la libération d'H et d'O lors de la pyrolyse. Deux biochars fabriqués à 344 °C (B1) et à 454 °C (B2) ont été utilisés dans cette étude et ont été choisis pour leur disponibilité à l'achat.

Le biochar à base de résidus de bois possède des propriétés adsorbantes pouvant aider à réduire la biodisponibilité d'un nombre important de composés toxiques pour les plantes (Thomas & Gale, 2015). Nous supposons donc que cette propriété adsorbante du biochar pourrait s'avérer importante pour les AR de Rouyn-Noranda contaminés par de nombreux métaux (arsenic, cadmium, cuivre, plomb et le zinc) (Dinis et al., 2021). Ainsi, nous avons choisi dans le cadre de ce projet, les biochars fabriqués à base des résidus de bois, notamment ceux provenant de pin gris selon leur disponibilité à l'achat.

L'amendement au biochar a un effet important et rapide sur les communautés végétales et les nutriments du sol (Oram et al., 2014). Plusieurs études ont montré que les effets les plus positifs du biochar se manifestaient lorsqu'il est associé à d'autres matières organiques ou aux matériaux biologiquement actifs (Granatstein et al., 2009a; Wang et al., 2018a). En effet, cette association contribue à améliorer la croissance et le rendement des cultures à travers une gestion et une utilisation plus efficace des nutriments dans les sols (Al-Wabel et al., 2018; Subedi et al., 2024). Selon Blanco-Canqui, (2017), environ 90 % des études récentes sur le biochar font état d'une augmentation de la rétention en eau. L'utilisation du biochar sur les affleurements rocheux devrait ainsi permettre d'établir une couverture végétale rapide et durable pendant les premiers stades de l'évolution d'espèces végétales, ralentissant les mouvements d'eau et réduisant l'érosion sur ces structures.

L'application du biochar dans un sol augmenterait significativement les teneurs en phosphore et potassium disponible (Rodriguez-Franco & Page-Dumroese, 2021).

Copeaux de bois. L'utilisation de copeaux de bois permet de conserver durablement l'azote grâce à leur décomposition lente (Larney et al., 2008; Throop et Belnap 2019). Cependant, ils sont généralement à l'origine de l'immobilisation d'azote au détriment des plantes pendant la première année de leur incorporation. En effet, la décomposition des copeaux de bois étant lente, l'azote qu'ils contiennent pourrait être immobilisé par les microorganismes du sol et ne pas être directement disponible pour la plante (Wolf et al., 2019). Il est donc souvent nécessaire de prévoir un apport de fertilisation azotée pour maintenir une production optimale d'espèces végétales (Wolf et al., 2019). Les copeaux de bois ont la capacité de rester sur place et de résister aux pentes raides, même sous de fortes contraintes érosives (Breton et al., 2016), ce qui pourrait être utile sur les AR vu leurs surfaces érosives. Leur longévité est assez élevée (plus de 7 ans) (Robichaud et al., 2013). Ce substrat pourrait donc rester sur les AR sans s'éroder considérablement ni se dégrader trop rapidement, assurant ainsi son rôle de support aux végétaux sur des périodes assez importantes. Les copeaux de bois ont la propriété d'améliorer l'émergence des semis, la survie des plantes ainsi que l'établissement des jeunes plants, en limitant leur taux de mortalité (Breton et al., 2016). Ils ont également l'avantage d'avoir un coût de transport moins élevé par rapport au transport de sols minéraux.

Sol minéral. La teneur en matière organique du sable est faible et il renferme peu d'éléments nutritifs (Hishi et al., 2006). Le sol sableux est très perméable à l'eau et à l'air. Il a la propriété de s'assécher et de se réchauffer rapidement. Les sols sableux ont l'avantage d'être faciles à travailler et de ne pas coller sur les outils de travail qui s'y enfoncent sans difficulté. La capacité des sols sableux à retenir les éléments nutritifs et l'eau est améliorée par un apport en matière organique (Hishi et al., 2006).

Bouleau blanc. En Amérique du Nord, le bouleau blanc (***Betula papyrifera***) est un colonisateur commun des régions touchées par les fonderies et les mines (Johnson & Hale, 2004; Munford et al., 2021). Lors d'une visite sur le terrain, nous avons constaté qu'il colonise naturellement les AR autour de la fonderie Horne de Rouyn-Noranda. Il pourra donc s'établir facilement sur les AR où la végétation est

absente et c'est pourquoi il fait partie de nos choix d'espèces végétales pour les tests en serre. Le bouleau blanc a la capacité de tolérer de fortes concentrations de Ni et de Cu (soit 1600 mg/kg de Ni et 1912 mg/kg de Cu) et de pousser sur des substrats acides (Theriault et al., 2014; Theriault & Nkongolo, 2016). Le bouleau blanc est l'une des espèces ayant survécu à un siècle de pollution métallique dans la région de Sudbury (Kirkey et al., 2012). En conséquence, il devrait résister aux conditions difficiles des AR et se présente donc comme une espèce de choix pour notre projet.

Aulne crispé. L'aulne crispé (*Alnus viridis subsp. crispa*) est une espèce capable de coloniser naturellement des environnements difficiles tels que les tills glaciaires, les dépôts de gravier, les dunes de sable, les sols érodés et les dépôts volcaniques (Wall, 2000). Il a la capacité de tolérer les contaminants, puisqu'il a pu coloniser d'anciennes mines de cuivre en Ontario et au Manitoba (Markham, 2005). Sa présence contribue à améliorer la qualité des sols, à travers la fixation biologique de l'azote atmosphérique dans le sol ainsi que la chute de ses feuilles (Huss-Danell, 1997) qui contribuent à l'amélioration de la teneur en matière organique du sol lors de leur décomposition (Huss-Danell & Lundmark, 1988). Dans un contexte de réhabilitation et de végétalisation des terres, les aulnes ont été utilisés avec succès à travers le monde, que ce soit pour restaurer des fermes abandonnées, des décharges, des déblais miniers, ou des sols contaminés par des métaux lourds (Roy et al., 2007). Ainsi, vu les multiples propriétés de cette espèce, vu sa capacité à coloniser les environnements difficiles (sècheresse, concentration élevée en métaux) et vu son succès dans la réhabilitation des environnements dont les conditions s'apparentent à celles des AR de Rouyn-Noranda, l'aulne crispé se présente comme une espèce de choix à utiliser dans le cadre de notre projet.

Mélange B. Les surfaces des AR étant très érosives, il est important d'utiliser les espèces à croissance rapide durant les premières années de végétalisation pour maintenir le substrat en place. Il s'agit d'espèces capables d'établir rapidement une couverture végétale comme c'est le cas avec le mélange B, constitué d'espèces de légumineuses et de graminées. Ce mélange a été fabriqué par Herbionik et a été conçu pour le pâturage agricole. Il convient aussi aux sols plus ou moins secs et est

idéal pour les endroits ensoleillés. Le mélange B utilisé dans notre étude est constitué de 30 % de trèfle rouge (*Trifolium pratense*), 15 % de trèfle alsike (*Trifolium hybridum*) et 55 % de phléole des prés (*Phleum pratense*). Ces espèces sont relativement économiques, permettent de contrôler efficacement l'érosion et constituent une base pour amorcer la succession (Török et al., 2012). Il serait indispensable de semer le mélange B pendant la première année de la restauration afin d'obtenir une couverture végétale plus rapidement, qui aidera à réduire l'érosion (Okin et al., 2006; Török et al., 2012).

Les légumineuses contenues dans le Mélange B ont la propriété d'améliorer la fertilité du sol sous plusieurs aspects comme la fourniture du carbone organique au sol et l'augmentation de la disponibilité des macro et microéléments (Jensen et al., 2012). D'importantes quantités d'azote peuvent être fixées par le processus de symbiose entre les bactéries du genre *Rhizobium* et les racines des légumineuses (Meena et al., 2014). En effet, les bactéries du genre *Rhizobium* sont capables de capter l'azote atmosphérique sous une forme non utilisable par les plantes et de les convertir sous la forme utilisable par les plantes ainsi que par d'autres organismes vivants (soit en ammoniaque) (Crews, 1999; Meena et al., 2018). La fixation symbiotique d'azote chez les légumineuses est estimée de 25 à 190 kg d'N ha^{-1} an^{-1} dans un écosystème naturel (Frankow-Lindberg & Dahlin, 2013).

Les graminées quant à elles distribuent près de 75 % de leur biomasse racinaire dans les 30 premiers centimètres de profondeur (Peek et al., 2005). Ce sont des espèces à croissance rapide avec un système racinaire dense, très ramifié et fibreux, capable d'explorer un grand volume de sol (Louarn et al., 2010). Les graminées ont une grande capacité de couverture du sol, ce qui leur permet de maintenir le sol en place et de réduire le risque d'érosion (Peeters, 2004).

Ratio racines/tiges. Lorsque les plantes sont confrontées à une limitation des ressources souterraines, elles déplaceraient leur production de biomasse vers les racines afin de les aider à acquérir ces ressources (Poorter & Nagel, 2000). Ceci veut dire que lorsque les plantes sont soumises à un stress de sècheresse, leur rapport

racines/tiges augmente (Chen et al., 2022). Un rapport racines/tiges plus faible suggère une réduction de la tolérance à la sécheresse de la communauté végétale, ce qui induit une plus grande dissipation de l'eau et/ou une moindre capacité d'absorption de l'eau (Wang et al., 2018a). La régulation des ratios racines/tiges par les plantes se fait en réponse à la disponibilité en eau et aux changements environnementaux (Gargallo-Garriga et al., 2015). En outre, avoir des ratios racines/tiges plus élevés ne signifie pas nécessairement que les plantes auront des taux de croissance plus élevés (Swamy et al., 2006).

Objectifs. L'objectif général de cette étude consistait à tester l'efficacité de différents types de substrats en serre sur la germination, le recouvrement et la survie d'espèces, ainsi que sur leur biomasse aérienne et souterraine et sur les ratios racines/tiges.

Plus spécifiquement, ce mémoire vise à :

- Comparer la capacité de rétention d'eau des substrats ainsi que leurs concentrations en nutriments.
- Déterminer l'influence de divers substrats sur les taux de germination, de recouvrement, de survie et sur les ratios racines/tiges d'espèces végétales.
- Comparer la performance du bouleau blanc, de l'aulne crispé et du mélange B ainsi que leurs ratios racines/tiges.

Hypothèses. H1 : En comparaison au sable seul, l'apport d'amendements additionnels (biochar et/ou copeaux de bois) améliorera la capacité de rétention en eau ainsi que la concentration en nutriments. Ceci devrait se traduire par des taux de germination et de recouvrement plus importants ainsi qu'un faible taux de mortalité d'espèces végétales.

H2 : Les taux de germination et de recouvrement d'espèces seront plus importants, et les taux de mortalité plus faibles sur les substrats contenant à la fois le biochar et les copeaux de bois comparés aux autres substrats sans ces amendements. Ces effets seront observables davantage avec le biochar pyrolysé à basse température qu'avec

celui pyrolysé à haute température, car ce dernier présente moins de nutriments disponibles pour les plantes.

H3 : Le mélange B aura un ratio racines/tiges plus élevé que l'aulne crispé et le bouleau blanc, car il est composé d'espèces ayant la propriété d'investir plus de ressources dans la biomasse racinaire que dans la biomasse aérienne. Ce ratio sera notamment plus élevé sur les substrats contenant la combinaison de biochar et de copeaux de bois, en raison de leurs conditions de croissance plus favorables. Le mélange B aura également les taux de germination et de recouvrement les plus élevés, car il est composé d'espèces à croissance rapide par rapport au bouleau blanc et à l'aulne crispé, qui sont des plantes ligneuses qui requièrent plus de temps à germer.

1. ÉTUDE EXPÉRIMENTALE : MÉTHODOLOGIE, RÉSULTATS ET DISCUSSION

1.1 Méthodologie

1.1.1 Dispositif expérimental

Un dispositif expérimental (un plan en tiroir structuré en blocs complets) a été utilisé selon les modalités suivantes : 6 types de substrat x 3 types de plante x 4 répétitions pour un total de 72 unités expérimentales. L'étude a été menée dans la serre d'application de l'UQAT d'Amos. Toutes les espèces végétales ont été disposées ensemble dans chaque bac et séparées par des lignes imaginaires pour laisser 1/3 du bac appelé quadrat pour chaque espèce. Les substrats utilisés sont : (1) le sable (qui était le substrat de base pour les mélanges); (2) le sable amendé de copeaux de bois; (3) le sable amendé de biochar 1 (B1: pyrolysé à 344 °C); (4) le sable amendé de biochar 2 (B2: pyrolysé à 454 °C); (5) le sable amendé de copeaux de bois et de B1; (6) le sable amendé de copeaux de bois et de B2. Les espèces végétales étaient : (1) mélange B (30 % de trèfle rouge, 15 % de trèfle alsike et 55 % de phléole des prés), (2) aulne crispé et (3) bouleau blanc. Les unités expérimentales étaient constituées de bacs de plastique de 25,5 cm de largeur x 51,5 cm de longueur x 6 cm d'épaisseur chacun (soit 0,1 m^2 de surface). Le fond de chaque bac était perforé pour permettre l'écoulement de l'eau (Fig. 2).

Les espèces végétales ont été semées à une dose de 300 graines par quadrat. Pour chaque espèce, la position dans le quadrat a été choisie de façon aléatoire. Les graines ont été disposées de manière uniforme dans chaque quadrat.

Le sable a servi de substrat de base et donc de témoin. Il a été apporté à une épaisseur de 4 cm soit 3 657 g dans chaque bac. Les substrats ont été appliqués à différentes doses selon les quantités recommandées dans la littérature pour chacun. Le biochar a été appliqué à une dose correspondant à 7,5 t ha^{-1}, soit 0,75 kg m^{-2} et 75 g pour 0,1 m^2 (surface d'un bac) en référence aux travaux de Palviainen et al. (2020). Les copeaux de bois quant à eux ont été apportés à une dose 25 t ha^{-1}, soit 2,5 kg m^{-2} et 250 g pour 0,1 m^2 en référence aux travaux de (Scharenbroch & Watson, 2014). Les traitements ont été additifs, c'est-à-dire que ceux combinant les copeaux de bois et le biochar ont reçu une pleine dose de chacun. Les bacs ont été arrosés une fois

aux deux jours tout au long de l'expérience avec une quantité d'eau d'environ 700 ml par bac à chaque arrosage selon le besoin des plantes.

Figure 2
Dispositif expérimental
Source : Rafiatou Pentane Njipeka

1.1.2 Origine des espèces et des substrats

Les graines de l'aulne crispé et du bouleau blanc ont été commandées auprès du Centre National des Semences Forestières (CNSF), avec pour provenance le Québec ou l'Ontario. Quant au mélange B, il a été fabriqué par Herbionik (Montréal, Canada) et nous nous en sommes procuré auprès du Groupe Sollio (Amos, Canada). Les biochars ont été fabriqués à base de résidus de bois de pin gris (*Pinus banksiana*) à différentes températures (344 °C et 454 °C). L'approvisionnement s'est fait auprès du Centre Technologique des Résidus Industriels (CTRI, Rouyn-Noranda, Québec, Canada). Les copeaux de bois ont été obtenus auprès de la Scierie Landrienne (Landrienne, Québec, Canada). Ils ont été produits à partir des lignes de sciage et de la déchiqueteuse de cette entreprise et sont essentiellement constitués de pin gris. Le sable utilisé dans cette étude a été fabriqué par la compagnie Sand Garden Club. Ce sable avait pour propriétés d'aider au drainage du sol, à l'ameublissement des sols argileux et à l'amélioration de la structure du sol.

1.1.3 Test de germination

Les graines d'espèces choisies ont subi un test de germination avant leur ensemencement afin de mesurer la viabilité des semences. Le papier essuie-tout a été utilisé comme milieu de germination dans des plats à pétri. Nous avions imbibé du papier essuie-tout avec de l'eau puis nous l'avions mis au fond des plats à pétri. Nous avons ensuite disposé 100 graines de semences dans chaque plat à pétri et recouvert les plats à pétri avec leur couvercle. Les plats à pétri ainsi constitués ont été placés dans une chambre de culture pour favoriser la germination. La chambre de culture avait une température de 20°C et un système d'aération pour assurer une bonne circulation de l'air et éviter la formation de moisissures. Le milieu de culture a été également humidifié en permanence tout au long du test de germination pour éviter l'assèchement des graines. Nous avons constitué pour chaque espèce trois boîtes à pétri, pour un total de 300 graines de chaque espèce. Le test de germination a duré 47 jours et le contrôle de germination se faisait une fois tous les deux jours. À la fin du test de germination, le mélange B avait germé à 100 %, le bouleau blanc à 15 % et l'aulne à 18 %.

1.1.4 Propriétés chimiques et pH des substrats

Vingt-sept échantillons (dont 3 substrats de base comprenant les biochars 1 et 2, les copeaux de bois, et 6 substrats formulés multipliés par 4 répétitions) de 3 g de substrat ont été prélevés, séchés au four à 60 °C et broyés à 0,5 mm avec un broyeur à bille (MM301, Retch, 2005, Allemagne). Ils ont ensuite été analysés par combustion sèche avec un analyseur élémentaire Vario MAX cube (Elementar, Langenselbold, Allemagne) pour déterminer la teneur en carbone et azote total. Les teneurs en P, K, Ca, Mg et Na ont été déterminées en deux étapes. Dans une première étape, les échantillons ont été traités de façon à solubiliser les éléments présents dans la matrice. Puis dans une seconde étape, ils ont été dosés à l'aide d'un spectromètre de masse à source ionisante au plasma d'argon (ICP-MS, Agilent 7800, Japon). Les métaux contenus dans les échantillons ont ensuite été atomisés et ionisés dans le plasma, avant d'être captés par un détecteur. La concentration de chaque élément a été déterminée par comparaison des quantités d'ions captés pour chaque échantillon avec celles des solutions étalons. Le pH a été déterminé par un pH-mètre (Orion Star

A211, Indonésie**)** en utilisant le rapport 1/10 (sol/eau). Le Tableau 1 présente la teneur en éléments nutritifs ainsi que le pH des substrats de base.

Tableau 1
Concentration en éléments nutritifs et pH des substrats utilisés pour les mélanges

	Teneur en éléments nutritifs (%) et pH							
Substrats	**pH**	**C**	**N**	**Ca**	**Na**	**P**	**K**	**Mg**
Sable	8,4	0	0	0,2	0,3	0	0	0,3
Biochar1	8,9	38,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0
Biochar2	8,2	41,5	0	0,1	0	0,1	0,2	0
Copeaux de bois	4,8	46,5	0	0	0	0	0	0

1.1.5 Paramètres évalués

Avant l'ensemencement des graines, chaque bac a été pesé avant, puis 24h après avoir été inondé avec environ 2 litres d'eau pour déterminer sa capacité au champ. La capacité de rétention d'eau des substrats a aussi été déterminée. Pour ce faire, les substrats ont été inondés et laissés reposer à l'ombre pendant 24 heures, puis pesés pour déterminer la masse saturée en eau (Msat, exprimée en g). Ils ont ensuite été séchés au four à 60°C pendant 72h pour déterminer la masse sèche (Ms, exprimée en g). La quantité d'eau retenue (Qer, exprimée en g) a été calculée en soustrayant la masse sèche de la masse saturée selon :

$$Qer = Msat - Ms \qquad (Éq.\ 1)$$

Enfin la capacité de rétention d'eau (Cre, exprimée en g H_20 g^{-1} substrat) a été calculée en divisant la quantité d'eau retenue par la masse sèche selon :

$$Cre = Qer/Ms \quad (Éq.2)$$

Durant l'expérience, le taux de germination (%), de recouvrement (%) ainsi que le taux de mortalité (%) d'espèces ont été relevés chaque semaine. Ils ont été déterminés par des observations directes sur les différents quadrats. Concrètement, pour chaque relevé, chaque quadrat a été visité et les paramètres ont été estimés visuellement. Dans le cas de la germination par exemple, le nombre de plantules émergées a été compté par rapport au nombre total de graines semées. Le recouvrement a été déterminé en évaluant la proportion de la surface du quadrat couverte par les plantes. Enfin, la mortalité a été estimée en comparant le nombre de plantules mortes au nombre de plantules vivantes à chaque relevé. À la fin de notre expérience qui a duré 112 jours, tous les plants ont été récoltés et séparés en deux parties : la partie aérienne (tiges et feuilles) et la partie souterraine (racines). Les deux parties des plants ont été ensuite séchées au four à 60°C pendant 72h. Après leur séchage, elles ont été pesées séparément pour déterminer la biomasse aérienne d'une part et souterraine d'autre part. Enfin, les ratio racines/tiges (Rr/t) ont été déterminés en divisant la biomasse souterraine (Bs, exprimée en g) par la biomasse aérienne (Ba, exprimée en g) selon :

$$Rr/t = Bs/Ba \quad (Éq.3)$$

1.1.6 Analyses statistiques

Une analyse de la variance ANOVA à deux facteurs (substrats et espèces) a été réalisée afin de tester l'effet du substrat et de l'espèce et de leur interaction. Les variables dépendantes étaient le taux de germination, le taux de recouvrement, le taux de mortalité, les ratios racines/tiges, la biomasse aérienne et souterraine et les propriétés du sol (pH, C, N, Na, K, Ca, Mg, capacité de rétention d'eau). Lorsque le niveau de probabilité (p) était inférieur au niveau de probabilité théorique au risque $\alpha = 5$ %, alors l'effet de chaque facteur était considéré comme statistiquement significatif. Les tests de normalité et d'homogénéité des variances des résidus ont été

réalisés par le test de Shapiro-Wilk et des graphiques de diagnostic (fonction plot ()) afin de vérifier que les données respectaient les postulats de l'ANOVA. Ensuite, afin de faire des comparaisons de moyennes pour chaque traitement, des tests de Tukey ont été réalisés lorsque le facteur était significatif. Les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel R version 4.3.1 (2023).

1.2 Résultats

1.2.1 Effet des substrats

Notre analyse a révélé que le type de substrat a significativement influencé les taux de germination ($P < 0,05$), de recouvrement ($P < 0,05$) et de mortalité ($P < 0,05$), mais qu'il n'y a pas eu d'effet d'interaction entre les espèces et les substrats sur ces paramètres ($P > 0,05$ pour tous). Les substrats contenant le biochar 1 avec des copeaux de bois (SA_BI1_CB) et le biochar 2 avec des copeaux de bois (SA_BI2_CB) ont eu les taux de germination les plus élevés avec une moyenne de 14 % (Fig. 3). Les autres substrats (SA, SA_BI, SA_BI2 et SA_CB) ont présenté des taux de germination très faibles et similaires (2 % en moyenne ; Fig. 3).

Comme pour les taux de germination, les taux de recouvrement d'espèces étaient plus élevés sur les substrats contenant le biochar 1 ou 2 en combinaison avec les copeaux de bois (SA_B1_CB et SA_B2_CB) que sur les autres substrats (moyenne = 1,3 %), avec une moyenne de 8 % (Fig. 4). Les taux de mortalité étaient les plus élevés sur le substrat témoin (i.e., sable seul - SA) avec une moyenne de 88 %, suivi par les substrats contenant le biochar 2 (71 %), puis le biochar 1 (62 %). Cependant, le taux de mortalité était trois fois plus faible sur les substrats contenant les copeaux de bois (avec une moyenne de 29 %) et sur les substrats contenant la combinaison de copeaux de bois et de biochar avec des moyennes de 34 % (pour le substrat avec biochar 1) et 23 % (pour le substrat avec biochar 2) (Fig. 5).

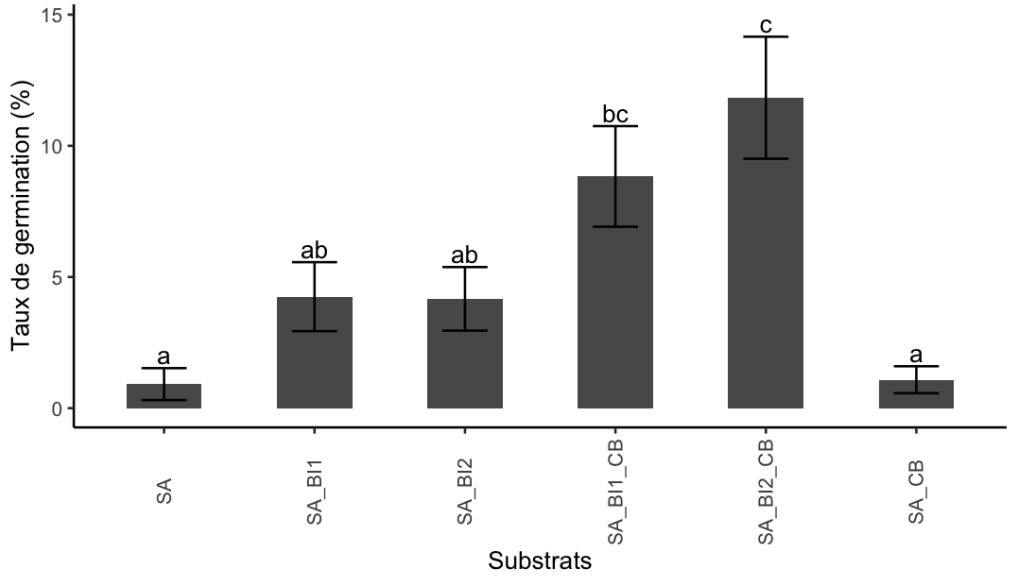

Figure 3
Taux de germination moyen selon les substrats
Les lettres différentes sur les barres indiquent une différence significative entre les substrats au seuil de $p \leq 0,05$ (test de Tukey). SA = sable, SA_BI1 = sable + biochar1, SA_BI2 = sable + biochar2, SA_BI1_CB = sable + biochar1 + copeaux de bois, SA_BI2_CB = sable + biochar2 + copeaux de bois et SA_CB = sable + copeaux de bois. Les données sont présentées sous la forme de moyennes ± erreur type.

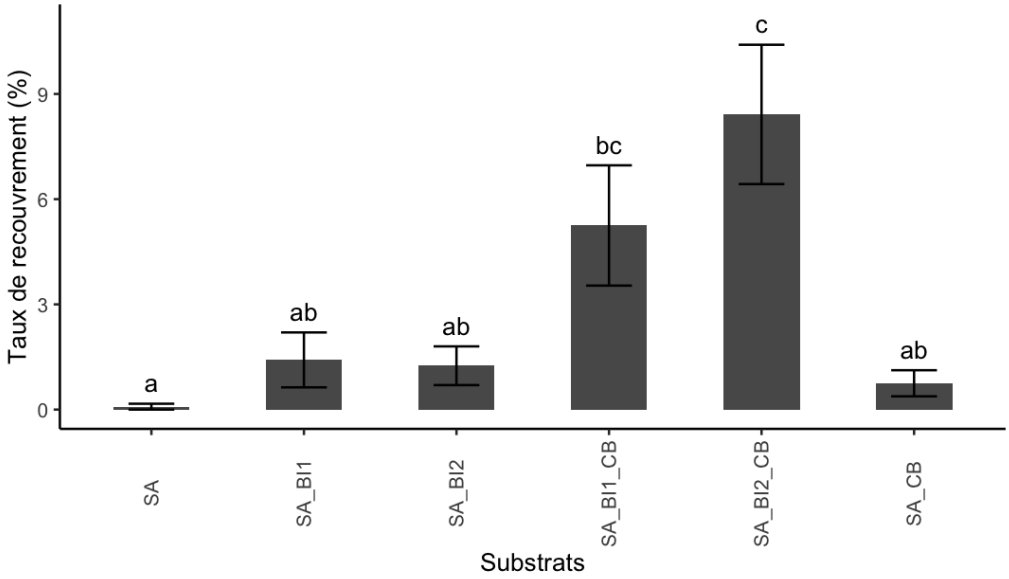

Figure 4
Taux de recouvrement moyen selon les substrats
Les lettres différentes sur les barres indiquent une différence significative entre les substrats au seuil de $p \leq 0,05$ (test de Tukey). SA = sable, SA_BI1 = sable + biochar1, SA_BI2 = sable + biochar2, SA_BI1_CB = sable + biochar1 + copeaux de bois, SA_BI2_CB = sable + biochar2 + copeaux de bois et SA_CB = sable + copeaux de bois. Les données sont présentées sous la forme de moyennes ± erreur type.

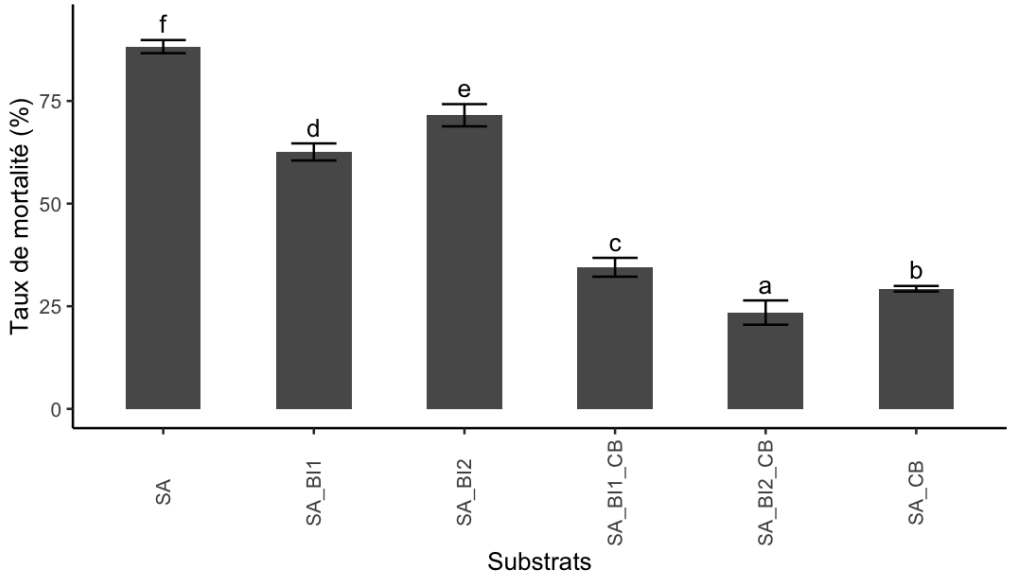

Figure 5
Taux de mortalité moyen selon les substrats
Les lettres différentes sur les barres indiquent une différence significative entre les substrats au seuil de p ≤ 0,05 (test de Tukey). SA = sable, SA_BI1 = sable + biochar1, SA_BI2 = sable + biochar2, SA_BI1_CB = sable + biochar1 + copeaux de bois, SA_BI2_CB = sable + biochar2 + copeaux de bois et SA_CB = sable + copeaux de bois. Les données sont présentées sous la forme de moyennes ± erreur type.

Les valeurs de pH étaient similaires pour le substrat témoin (SA) et les substrats avec biochar 1 et 2 (SA_B1 et SA_B2), c'est-à-dire 8,7 ; 8,5 et 8,4 respectivement (Tableau 2). Les valeurs de pH des substrats composés de biochar et de copeaux de bois (SA_BI1_CB et SA_BI2_CB) et de copeaux de bois uniquement (SA_CB) étaient inférieures à celles du substrat témoin (SA). La concentration en C était plus élevée dans les substrats contenant le biochar 1 et 2 (SA_B1 et SA_B2), les copeaux de bois (SA_CB), le biochar 1 et 2 et les copeaux de bois (SA_BI1_CB et SA_BI2_CB) que dans le sable (SA). Toutefois, elle était deux fois plus élevée dans les substrats contenant les copeaux de bois ou le biochar 1 ou 2 en combinaison avec les copeaux de bois, que dans les substrats contenant uniquement le biochar 1 ou 2.

La concentration en N était similaire pour le substrat témoin (0,006 %) et les substrats composés de biochar 1 (0,009 %) et de biochar 2 (0,008 %). Cependant, elle était 1,6 fois plus élevée dans les substrats contenant le biochar et les copeaux de bois et les

copeaux de bois uniquement que dans le substrat témoin, mais n'était pas significativement différente des substrats composés uniquement de biochar 1 ou 2 (Tableau 2).

Tous les substrats avaient une concentration en Ca similaire (0,2 %). Le substrat témoin (SA) et celui contenant les copeaux de bois (SA_CB) présentaient des concentrations de Na similaires (0,04 %) et supérieures à celles de tous les autres substrats. La concentration en P des substrats contenant les copeaux de bois (SA_CB) ou avec le biochar 1 (SA_BI1_CB) était plus élevée que celle du substrat contenant les copeaux de bois et le biochar 2 (SA_BI2_CB) (Tableau 2). La concentration en K était similaire pour le sable (SA), le substrat contenant le biochar 1 (SA_B1) et celui contenant les copeaux de bois (SA_CB) (0,9 %), et était 1,1 fois plus faible que celle du substrat contenant le biochar 1 et les copeaux de bois (SA_BI1_CB) (Tableau 2). Le sable (SA) et le substrat contenant les copeaux de bois (SA_CB) avaient une concentration en Mg plus élevée (0,3 %) que celles des substrats contenant les copeaux de bois et les deux types de biochar (i.e., SA_BI1_CB et SA_BI2_CB) (Tableau 2).

Tableau 2

Concentration en éléments nutritifs et pH des mélanges de substrats

	Teneur en éléments nutritifs (%) et pH							
Substrats	**pH**	**C**	**N**	**Ca**	**Na**	**P**	**K**	**Mg**
SA (témoin)	$8,7_{b}$	$0,09_{a}$	$0,006_{a}$	$0,24_{a}$	$0,05_{b}$	$0,04_{ab}$	$0,09_{d}$	$0,32_{d}$
SA_BI1	$8,5_{b}$	$1,33_{b}$	$0,009_{ab}$	$0,20_{a}$	$0,03_{a}$	$0,03_{ab}$	$0,09_{bcd}$	$0,29_{bc}$
SA_BI2	$8,4_{b}$	$1,39_{b}$	$0,008_{ab}$	$0,17_{a}$	$0,02_{a}$	$0,03_{ab}$	$0,08_{abc}$	$0,29_{abc}$
SA_BI1_CB	$7,9_{a}$	$3,20_{d}$	$0,01_{b}$	$0,20_{a}$	$0,02_{a}$	$0,05_{b}$	$0,08_{a}$	$0,27_{a}$
SA_BI2_CB	$7,9_{a}$	$2,92_{cd}$	$0,01_{b}$	$0,22_{a}$	$0,03_{a}$	$0,03_{a}$	$0,08_{ab}$	$0,27_{ab}$
SA_CB	$7,8_{a}$	$2,41_{c}$	$0,01_{b}$	$0,27_{a}$	$0,04_{b}$	$0,05_{b}$	$0,09_{cd}$	$0,30_{cd}$

Note : pour une variable réponse donnée, la différence entre les lettres indique une différence significative entre les substrats selon le test de Tukey. SA = sable, SA_BI1 = sable + biochar1, SA_BI2 = sable + biochar2, SA_BI1_CB = sable + biochar1 + copeaux de bois, SA_BI2_CB = sable + biochar2 + copeaux de bois et SA_CB = sable + copeaux de bois.

Le substrat formé uniquement des copeaux de bois (SA_CB) présentait une rétention d'eau plus élevée que le substrat témoin (SA), avec une moyenne de 0,5 g g^{-1}, alors que tous les autres substrats, présentaient des valeurs de rétention d'eau intermédiaires (Fig. 6).

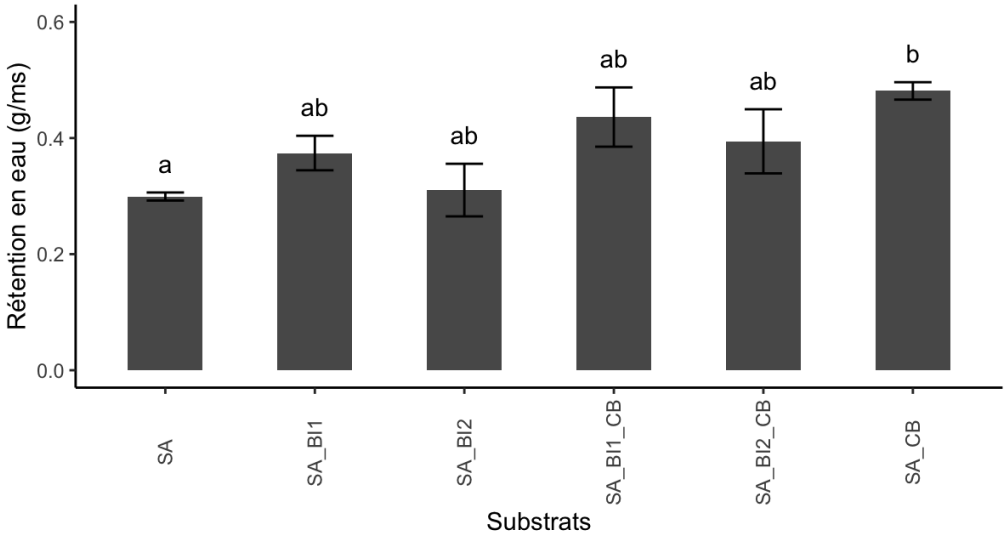

Figure 6
Rétention en eau moyenne de chaque substrat
Les lettres différentes sur les barres indiquent une différence significative entre les substrats au seuil de $p \leq 0,05$ (test de Tukey). SA = sable, SA_BI1 = sable + biochar1, SA_BI2 = sable + biochar2, SA_BI1_CB = sable + biochar1 + copeaux de bois, SA_BI2_CB = sable + biochar2 + copeaux de bois et SA_CB = sable + copeaux de bois. Les données sont présentées sous la forme de moyennes ± erreur type.

1.2.2 Effet d'espèces

Le mélange B a eu le taux de germination le plus élevé, avec une moyenne de 9,5 %, alors que l'aulne et le bouleau blanc ont eu des taux de germination très faibles et similaires (Fig. 7). Comme pour le taux de germination, le mélange B a eu le taux de recouvrement le plus élevé, avec une moyenne de 6 %, tandis que l'aulne et le bouleau blanc ont eu des taux de recouvrement similaires et très faibles (Fig. 8). Les taux de mortalité sont restés les mêmes pour toutes les espèces et ont été élevés, avec une moyenne de 58 % (Fig. 9). Les ratios racines/tiges étaient deux fois plus élevés pour le mélange B que pour l'aulne et le bouleau, qui présentaient des ratios similaires et faibles (Fig. 10). Les ratios racines/tiges étaient les mêmes pour tous les

substrats (P = 0,3). Il n'y a pas eu d'effet d'interaction entre les espèces et les substrats pour ce qui est des ratios racines/tiges (P = 0,5).

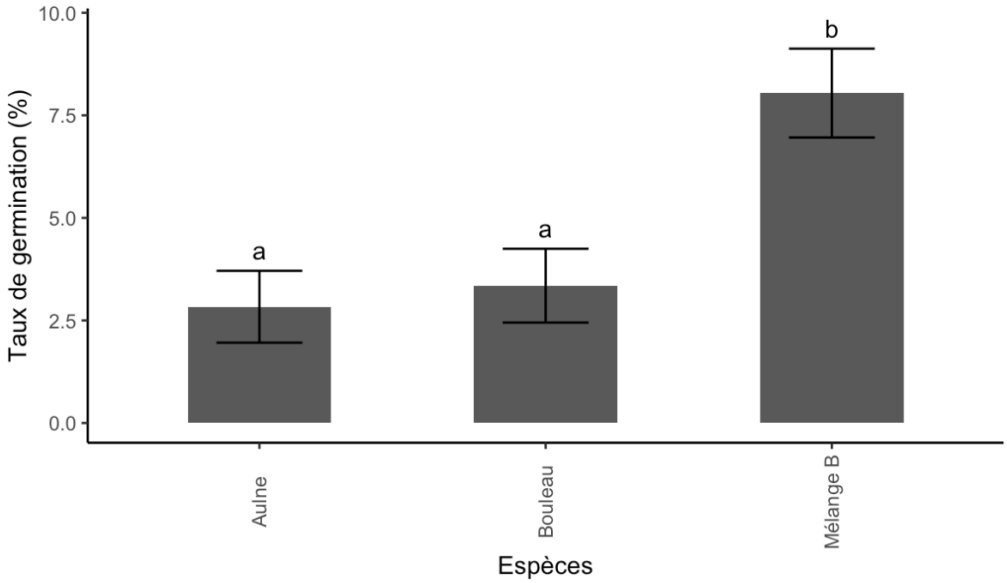

Figure 7
Taux de germination moyen de chaque espèce
Les lettres différentes sur les barres indiquent une différence significative entre les espèces au seuil de p ≤ 0,05 (test de Tukey). Les données sont présentées sous la forme de moyennes ± erreur type.

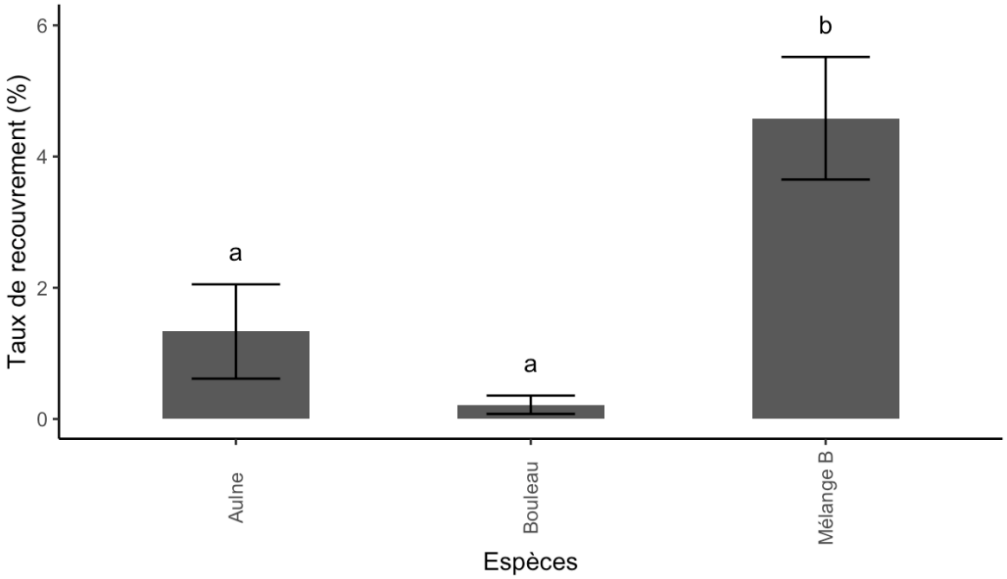

Figure 8
Taux de recouvrement moyens de chaque espèce
Les lettres différentes sur les barres indiquent une différence significative entre les espèces au seuil de $p \leq 0,05$ (test de Tukey). Les données sont présentées sous la forme de moyennes ± erreur type.

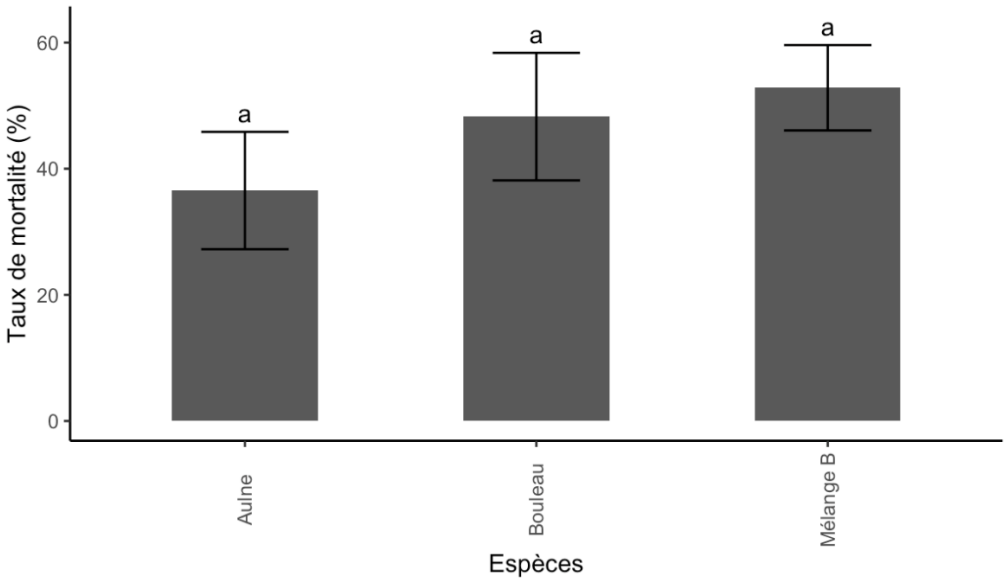

Figure 9
Taux de mortalité moyens de chaque espèce
Les lettres différentes sur les barres indiquent une différence significative entre les espèces au seuil de $p \leq 0,05$ (test de Tukey). Les données sont présentées sous la forme de moyennes ± erreur type.

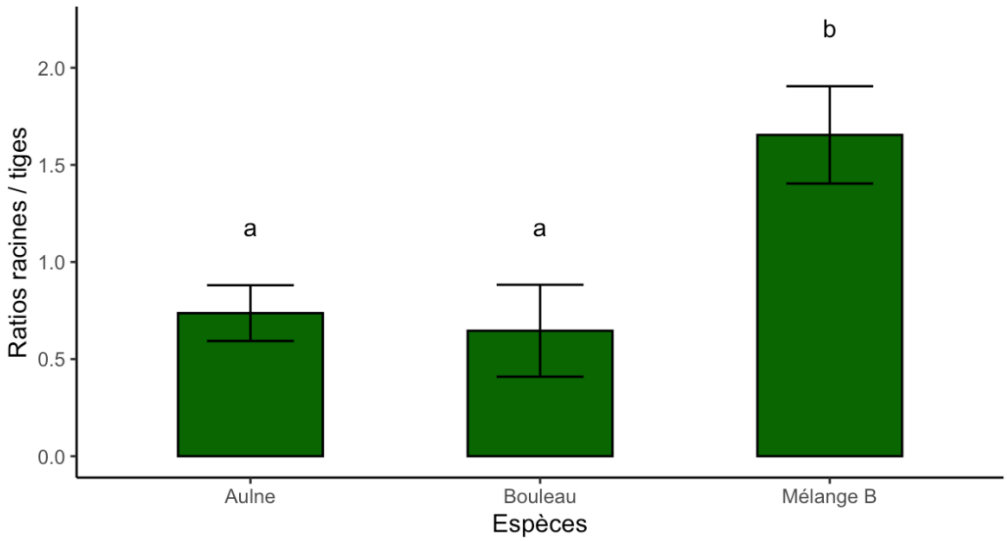

Figure 10
Ratio racines / tiges moyen selon l'espèce
Les lettres différentes sur les barres indiquent une différence significative entre les espèces au seuil de p ≤ 0,05 (test de Tukey). Les données sont présentées sous la forme de moyennes ± erreur type.

L'accumulation de biomasse aérienne et souterraine de chaque espèce a varié en fonction des substrats, si bien qu'il y avait une interaction significative (P< 0,05) entre les espèces et les substrats. La biomasse aérienne et souterraine était identique pour l'aulne et le bouleau sur tous les substrats et était faible (Fig. 11). Pour le mélange B, la biomasse aérienne et souterraine était plus élevée sur les substrats composés de biochar 1 ou 2 en combinaison avec les copeaux de bois (Fig.11).

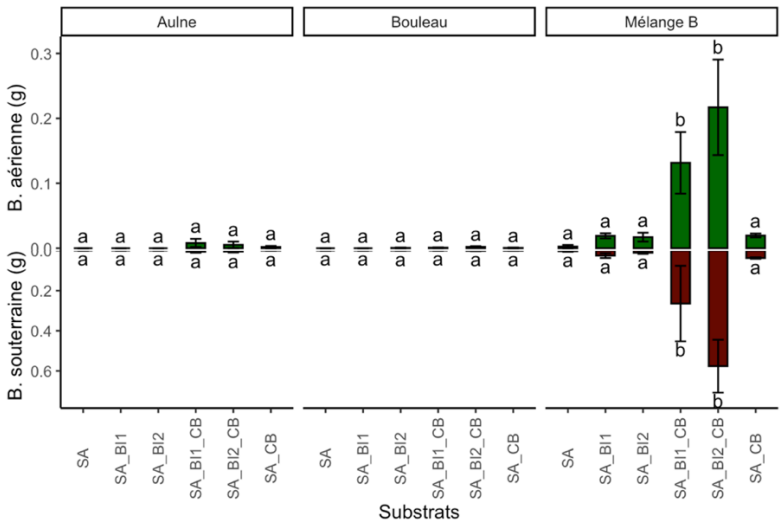

Figure 11
Biomasse aérienne et souterraine moyenne en fonction de l'espèce et du substrat
Les lettres différentes sur les barres indiquent une différence significative entre les substrats au seuil de $p \leq 0,05$ (test de Tukey). SA = sable, SA_BI1 = sable + biochar1, SA_BI2 = sable + biochar2, SA_BI1_CB = sable + biochar1 + copeaux de bois, SA_BI2_CB = sable + biochar2 + copeaux de bois et SA_CB = sable + copeaux de bois. Les données sont présentées sous la forme de moyennes ± erreur type.

1.3 Discussion

1.3.1 Effet des substrats

Nous avons testé l'efficacité de différents types de substrats à base de copeaux de bois, de biochar et de leur combinaison en serre sur la croissance et la mortalité des plantes. Notre première hypothèse stipulait qu'en comparaison au sable seul, l'apport d'amendements devrait améliorer la capacité de rétention en eau ainsi que la concentration en nutriments, ce qui devrait se traduire par des taux de germination et de recouvrement plus importants ainsi qu'un faible taux de mortalité d'espèces végétales. Les résultats obtenus ont validé cette hypothèse car dans l'ensemble, les substrats à base de copeaux de bois et de biochar ont permis d'améliorer les taux de germination et de recouvrement par rapport au substrat témoin et au substrat formé de copeaux de bois uniquement. Cette amélioration des taux de germination et de

recouvrement pourrait s'expliquer par des teneurs légèrement supérieures en N (Tableau 2) de ces substrats et par l'importante activité microbiologique créée par la présence simultanée du biochar et des copeaux de bois qui augmentent l'efficacité du biochar (Granatstein et al., 2009b; Wang et al., 2018b). En effet, plusieurs études avaient montré qu'une teneur élevée en azote était responsable d'une meilleure croissance végétative des plantes, d'une augmentation de la surface foliaire et donc de la chlorophylle, ce qui se traduit par une meilleure efficacité photosynthétique des plantes (Akhtar et al., 2018; Khan et al., 2008; Martinez-eixarch et al., 2013). Cela pourrait donc impliquer une croissance plus rapide des plantes et une meilleure couverture du sol. (Bojovic et al., 2005) et (Ercoli et al., 2008) ont aussi constaté qu'une teneur élevée en azote était responsable d'un meilleur développement des feuilles (grâce à une teneur élevée en chlorophylle), ainsi que d'une augmentation du poids sec des plantes et donc d'un meilleur taux de recouvrement du sol. Dans l'ensemble, ces informations montrent que les teneurs légèrement supérieures en N des substrats formés de copeaux de bois et de biochar pourraient expliquer cette amélioration des taux de germination et de recouvrement.

Le biochar stimule l'activité microbiologique du substrat (Lehmann et al., 2011). En effet, le biochar fournit un habitat approprié aux micro-organismes du sol, qui sont responsables de la production de phytohormones telles que les auxines, les gibbérellines et les cytokinines, qui jouent un rôle important dans la régulation de la dormance et de la germination des graines (interruption de la quiescence des bourgeons dormants et activation de la germination des graines) (Palansooriya et al., 2019; Rawat et al., 2019; Tsavkelova et al., 2006). En outre, les phytohormones sont également responsables de la régulation de la formation des chloroplastes et de la stabilisation de l'appareil photosynthétique (Tsavkelova et al., 2006), contribuant ainsi à un meilleur taux de recouvrement. Une telle augmentation de phytohormones pourrait en partie expliquer les résultats positifs obtenu avec l'ajout de biochar sur les taux de germination et de recouvrement.

L'amélioration des taux de germination et de recouvrement dans les substrats composés de copeaux de bois et de biochar pourrait également s'expliquer par le fait

que le biochar est plus efficace lorsqu'il est combiné à d'autres matières organiques, comme c'est le cas dans ces substrats où le biochar est combiné aux copeaux de bois (Granatstein et al., 2009b; Wang et al., 2018b). En effet, selon certains auteurs, cette combinaison serait responsable de l'activation biologique du biochar, de l'amélioration de l'apport en nutriments disponibles pour les plantes grâce à la fixation biologique de l'azote, de l'utilisation plus efficace des nutriments, de la stimulation de la colonisation microbienne et de la réduction du lessivage des nutriments (Al-Wabel et al., 2018; Liu et al., 2012b; Seehausen et al., 2017)**.** Dans notre étude, le biochar seul a été moins efficace sur la germination et le recouvrement que lorsqu'il était combiné aux copeaux de bois.

Notre deuxième hypothèse stipulait que les taux de germination et de recouvrement d'espèces seraient plus importants, et les taux de mortalité plus faibles sur les substrats contenant à la fois le biochar et les copeaux de bois comparés aux autres substrats. Cette hypothèse a été démontrée par nos résultats car le substrat contenant uniquement des copeaux de bois a montré une augmentation considérable de la teneur en eau (Fig. 6). Cependant, malgré les effets positifs que présentent les propriétés physico-chimiques de ce substrat, les taux de germination et de recouvrement sont restés très faibles sur ce substrat pour toutes les espèces. Ces faibles taux de germination et de recouvrement pourraient s'expliquer par le fait que, bien que la teneur en N soit plus élevée (Tableau 2) dans ce substrat, ce nutriment peut ne pas être disponible pour les plantes. En effet, les copeaux de bois se décomposant lentement (Larney et al., 2008b; Throop & Belnap, 2019) et en plus d'être riches en carbone, l'azote qu'ils contiennent peut être immobilisé et ne pas être directement disponible pour la plante (Wolf et al., 2019). Ceci est associé à un niveau élevé de lignine dans les copeaux de bois, qui rend leur décomposition lente et entraîne une libération plus lente des nutriments, qui sont moins accessibles aux plantes (Wolf et al., 2019).

Les taux de mortalité étaient plus élevés sur le sable seul que sur les autres substrats, avec une moyenne de 88 %. Cela peut s'expliquer par la faible teneur en nutriments du sable (Tableau 2), son pH élevé et sa faible capacité de rétention en eau (Fig. 6).

Les taux de mortalité étaient également élevés sur les substrats contenant uniquement le biochar 1 et le biochar 2 (SA_B1 et SA_B2). Cela pourrait s'expliquer par le fait que, bien que leur concentration en C soit significativement plus élevée que celle du sable, leur concentration en nutriments essentiels (N, P et Ca) était similaire à celle du sable et relativement faible (Tableau 2)). Il est possible que cela n'ait pas été assez suffisant pour maintenir les plantes en vie.

Malgré ces résultats, les taux de germination et de recouvrement sont restés faibles dans l'ensemble tout au long de notre expérience. Ces faibles taux peuvent être dus aux taux de germination des graines elles-mêmes, qui n'étaient pas assez élevés selon nos tests de germination préalables en chambre de culture. En effet, seules les graines du mélange B ont atteint un taux de germination de plus de 80 % durant nos tests de germination, alors que l'aulne et le bouleau blanc avaient eu des taux de germination inférieurs à 20 %. Cette faible performance des graines d'aulne crispé et de bouleau blanc seraient probablement due à la dormance physiologique de ces espèces qui n'a peut-être pas été suffisamment levée. De plus, nos résultats ont montré que les substrats avaient des valeurs de pH comprises entre 4,81 et 8,9, ce qui a également pu influencer la germination d'espèces.

Les biochars n'ont pas significativement augmenté le pH du sable, contrairement aux copeaux de bois qui l'ont abaissé (Tableau 2). Plusieurs études avaient montré que le biochar contribuait à augmenter le pH des substrats acides grâce à leurs propriétés alcalines (Chintala et al., 2014; El-Naggar et al., 2018b). Cependant, dans notre étude, le sable étant déjà fortement alcalin (Tableau 1), les biochars n'ont pas augmenté davantage son pH. La baisse du pH du substrat formé par les copeaux de bois pourrait s'expliquer par le fait que les copeaux de bois étaient déjà très acides (Tableau 1). Cette acidité des copeaux de bois pourrait provenir des composés naturels que contiennent les copeaux de bois, tels que la cellulose, la lignine, les hémicelluloses et les extractibles (Nocquet, 2012). Ces composés peuvent être libérés lors de la décomposition des copeaux de bois, contribuant ainsi à l'acidification du substrat.

Nos résultats ont montré que les niveaux de sodium ont diminué sur tous les substrats formés de biochar (SA_B1, SA_B2, SA_B1_CB et SA_B2_CB) mais sont restés inchangés sur le substrat formé des copeaux de bois uniquement (SA_CB). Cette réduction de la quantité de sodium dans les substrats contenant du biochar semble être due à la structure et aux propriétés du biochar. En effet, grâce à sa structure poreuse, à sa surface spécifique élevée, à ses composants minéraux, à sa charge électrique et à ses groupes fonctionnels, le biochar est capable d'adsorber certains ions, dont le sodium (Zhang et al., 2018; Zhu et al., 2018). Ainsi, lorsqu'il est présent, il peut contribuer à diminuer considérablement la quantité de sodium disponible dans le substrat. Cependant, les copeaux de bois ont une faible capacité d'adsorption en raison de leur composition chimique et de leur structure physique. En effet, les fibres et les pores relativement grands des copeaux de bois peuvent réduire leur capacité à retenir les ions tels que le sodium dans les substrats (Fiset, 2001), ce qui expliquerait que la quantité de sodium soit restée inchangée dans le substrat ne contenant que les copeaux de bois. En outre, nos résultats ont montré que les copeaux de bois avaient apporté plus de carbone et d'azote aux substrats que les biochars (Tableau 2). Les copeaux de bois contiennent naturellement des quantités importantes de carbone et d'azote en raison de leur origine végétale (Wolf et al., 2019), bien que ces éléments ne soient pas directement disponibles pour les plantes. Les biochars sont obtenus par pyrolyse de la biomasse organique à des températures élevées, ce qui peut entrainer une réduction de la teneur en carbone et azote du matériau final (Tag et al., 2016; Zornoza et al., 2016).

1.3.2 Effet d'espèces

Le mélange B était supposé avoir un ratio racines/tiges plus élevé ainsi que les taux de germination et de recouvrement les plus élevés par rapport à l'aulne crispé et au bouleau selon notre troisième hypothèse. Selon nos résultats, le mélange B présentait la biomasse aérienne et souterraine la plus élevée sur des substrats contenant la combinaison de biochar et des copeaux de bois. Il présentait également les taux de germination et de recouvrement les plus élevés, ainsi que les ratios racines/tiges les plus importants. Ce résultat peut être lié aux propriétés morphologiques et physiologiques (croissance rapide et fixation symbiotique d'azote) d'espèces

composant le mélange B (légumineuses et graminées), ainsi qu'à leur capacité à germer et à croître rapidement. En effet, le mélange B contient des espèces aux racines fines, fibreuses et très ramifiées, généralement concentrées dans le profil supérieur du sol (phléole des prés; 20 à 50 cm) (Blair et al., 2014), et celles aux racines pivotantes, profondes et bien développées (trèfle rouge et trèfle alsike), ce qui leur permet d'exploiter efficacement les ressources. Ces propriétés d'espèces composant le mélange B sont responsables d'une germination et d'une croissance plus rapides (Blair et al., 2014; Peeters, 2004). L'espèce prédominante du mélange B (phléole des prés : 55 %) a une stratégie d'absorption qui se concentre sur les sols peu profonds, tandis que les plantes ligneuses (aulne et bouleau) ont une stratégie d'absorption qui se concentre sur les sols plus profonds (Nippert & Knapp, 2007). Cette stratégie d'absorption expliquerait le succès du mélange B dans notre expérience en serre, où le sol était peu profond. Les phléoles des prés, qui sont prédominantes dans le mélange B, se caractérisent également par un investissement important des ressources dans la biomasse racinaire par rapport à la biomasse aérienne (Blair et al., 2014), d'où leurs ratios racines/tiges élevés. La biomasse aérienne et souterraine plus élevée sur les substrats formés de la combinaison de biochar et des copeaux de bois pourrait s'expliquer par les conditions plus favorables que ces substrats ont présentées tout au long de notre expérience.

Notre étude a montré des résultats positifs pour le mélange B par rapport à l'aulne et au bouleau blanc pour les taux de germination et de recouvrement. Cependant, si les tests de germination en chambre de culture avaient également montré des taux de germination plus élevés pour le bouleau et l'aulne, il est probable que les résultats auraient été différents. En effet, des études ont montré que des conditions de germination optimales peuvent améliorer de manière significative les taux de survie et de croissance des plantes. Par exemple, (Becerra et al., 2004; Jones et al., 1997) ont montré que des conditions de germination optimales pouvaient améliorer le taux de survie des semis.

Un autre aspect important à considérer est l'impact du pH du substrat sur la germination d'espèces végétales. Dans le cas du bouleau blanc et de l'aulne crispé,

le pH optimal de germination pour ces espèces se situe généralement entre 5,0 et 6,5 (Atkinson, 1992; Gagnon et al., 2020). Un pH plus faible du substrat aurait pu offrir des conditions plus favorables à la germination de ces espèces. Ainsi, si les substrats avaient été ajustés pour être plus acides, il est possible que les taux de germination du bouleau et de l'aulne auraient été plus élevés.

Cependant, au vu des résultats des tests en boîte de pétri où les taux de germination sont restés faible pour l'aulne et le bouleau blanc, la dormance des graines serait probablement le principal facteur limitant. En effet, plusieurs études ont montré que la stratification est une étape importante pour faciliter la germination chez de nombreuses espèces d'arbres, en particulier celles des climats tempérés et relativement nordiques (Benowicz et al., 2001; Bevington, 1986). Une étude de Benowicz et al. (2001) a montré une augmentation significative de la capacité de germination d'espèces de bouleau blanc après stratification (pré-refroidissement des graines à une température comprise entre 3 et 4°C, avant d'être placées dans une chambre à 18°C pour germer). Il en est de même pour l'aulne crispé, pour lequel une étude a montré que le prétraitement par stratification à froid était efficace pour rompre la dormance des graines (Kaur et al., 2016). Wick et al. (2008) ont recommandé le trempage des graines dans l'eau pendant 24 heures, suivi d'une stratification à froid à 3°C pendant 60 jours, pour une capacité de germination plus élevée chez l'aulne crispé. Ainsi, l'absence de stratification des graines de bouleau blanc et d'aulne crispé dans notre protocole expérimental pourrait expliquer leur faible taux de germination.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion. Face aux défis environnementaux auxquels sont confrontées les compagnies minières pour la restauration des sols dégradés, la création de technosols est l'une des techniques durables utilisées pour remédier au problème. Parmi ces défis, notons la sécheresse extrême, les sols peu profonds, pauvres en nutriments et l'acidité. À cet effet, la création d'un technosol doit tenir compte de plusieurs paramètres, dont la capacité de rétention en eau, la concentration en nutriments et le pH, afin d'assurer l'établissement à long terme d'espèces. L'objectif général de cette étude était de tester l'efficacité de différents types de substrats composés de biochar 1 (pyrolysé à basse température), de biochar 2 (pyrolysé à haute température), de copeaux de bois ou leur combinaison (le substrat de base étant du sable), en serre sur la germination, le recouvrement et la mortalité d'espèces, ainsi que sur leur biomasse aérienne et souterraine et sur les ratios racines/tiges.

Les substrats combinant à la fois du biochar et des copeaux de bois, et celui composé uniquement de copeaux de bois, ont amélioré de manière significative la capacité de rétention en eau et la concentration en nutriments. Cependant, seuls les substrats combinant à la fois du biochar et des copeaux de bois ont montré les meilleures performances en termes de taux de germination, de recouvrement d'espèces, de biomasse aérienne et souterraine, et de ratios racines/tiges. Cette performance suggère une interaction bénéfique entre le biochar et les copeaux de bois pour promouvoir la croissance d'espèces. Cependant, bien que ces substrats soient plus performants que les autres, il est important de souligner que les taux de germination sont restés très faibles sur tous les substrats tout au long de l'expérience. Les résultats doivent donc être exploités avec précaution.

En résumé, notre étude offre des perspectives pour la création de sols artificiels, notamment le développement de substrats adaptés pour optimiser les efforts de végétalisation en fonction des différents écosystèmes. Cette création de sols artificiels se présente comme une stratégie essentielle pour restaurer les sols dégradés dans les zones minières, tout en préservant la santé de l'environnement à long terme à

travers l'utilisation d'intrants écologiques. Les mélanges de biochar et de copeaux de bois sont des options prometteuses, bien que des recherches supplémentaires soient nécessaires pour affiner les formulations en examinant d'autres aspects tels que les proportions optimales de biochar et de copeaux de bois, les types de biochar les plus efficaces et les interactions avec d'autres amendements organiques ou minéraux. Ainsi, en comprenant mieux comment chaque composant influence la structure du sol, la rétention d'eau et la disponibilité des nutriments, il serait possible de créer des substrats plus performants qui maximisent les bénéfices pour la croissance et la survie des plantes sur les sites dégradés.

Cette étude ouvre également la voie à des pratiques de gestion plus responsables que d'autres en remplacement de l'importation de sols naturels, et plus efficaces pour restaurer les sites dégradés. En examinant par exemple les interactions entre les substrats et les espèces, ainsi que leurs impacts environnementaux à long terme, il serait possible de développer des stratégies de végétalisation qui, non seulement restaurent les écosystèmes dégradés, mais contribuent également à la séquestration du carbone et à la réduction des gaz à effet de serre.

Limites de l'étude et perspectives. Le faible taux de germination observé au cours de notre étude souligne l'importance de la stratification des graines d'aulne crispé et de bouleau blanc dans le processus de germination. De futures études devraient donc explorer l'impact de différentes méthodes de stratification sur la germination de ces espèces. Cela permettrait d'approfondir les connaissances actuelles sur les conditions optimales de germination de ces espèces.

La durée de notre expérience (112 jours) n'a pas permis d'observer des changements à long terme dans la croissance des plantes ou les propriétés du substrat. Les interactions à long terme entre les espèces végétales et les substrats n'ont pas pu être explorées vu la durée de l'étude. Les effets tardifs ou les changements progressifs peuvent ne pas être détectés au cours de cette période relativement courte. Les effets à long terme de l'application de biochar et de copeaux de bois ainsi que leurs

interactions sur les propriétés du sol et la croissance des plantes peuvent nécessiter des études plus approfondies.

Notre étude a été menée dans un environnement contrôlé en serre et ne reflète pas les conditions réelles sur le terrain. Les interactions complexes entre les organismes du sol, les facteurs climatiques, le pH du site et la variabilité spatiale peuvent influencer différemment les réponses des plantes aux substrats testés dans des environnements réels.

La différence de température de pyrolyse entre les biochars 1 et 2 était inférieure à 200°C en raison de leur disponibilité, ce qui a limité leur diversité. Il serait souhaitable de tester des biochars avec des contrastes de températures de pyrolyse plus importants (>500°C). Cela pourrait permettre d'explorer de manière plus exhaustive les variations dans la réponse d'espèces à ces différents types de biochar, offrant ainsi une perspective plus éclairante sur leur utilisation et leurs effets potentiels.

La réhabilitation des sites miniers reste encore un défi aujourd'hui. Bien que la création de technosols constitue une option prometteuse pour la restauration des sites dégradés, il est nécessaire de mener des recherches sur le terrain pendant plusieurs saisons de croissance. Cela fournirait des informations plus réalistes et applicables pour la végétalisation dans des conditions naturelles complexes.

Il serait également nécessaire d'explorer les interactions entre les communautés microbiennes des différents substrats et les espèces végétales dans divers contextes. Comprendre comment ces interactions influencent la croissance des plantes et la santé de l'écosystème pourrait guider le développement de substrats optimisés pour la végétalisation. Une étude comparant les effets du biochar appliqué en surface à ceux de son incorporation dans le substrat serait tout aussi intéressante. Cela permettrait de déterminer la méthode d'application la plus efficace. Par ailleurs, les résultats obtenus sur les substrats contenant uniquement des copeaux de bois soulèvent également la nécessité d'étudier l'impact potentiel des composés phytotoxiques souvent libérés par ces matériaux sur la croissance et la survie d'espèces.

Implications pour l'aménagement. Les principaux défis associés à l'établissement de plantes sur des sites dégradés par des activités minières sont généralement liés à des conditions défavorables à la croissance des plantes, notamment l'absence ou la faible présence de sols, leur forte toxicité due à divers polluants, leur faible fertilité ainsi que la perturbation de leur régime hydrique (Borišev et al., 2018). Les résultats de cette étude mettent en évidence le potentiel des technosols à base de biochar et de copeaux de bois comme support de croissance pour les plantes.

L'utilisation de substrats combinant biochars et copeaux de bois (avec du sable comme substrat de base/témoin) a donné des résultats prometteurs en serre. Cette combinaison a permis d'améliorer la teneur en nutriments des substrats, en particulier la teneur en N, avec des taux de germination et de recouvrement significativement plus élevés que les autres substrats testés dans l'étude. Cette observation est cohérente avec les études de (Yan et al., 2016) et (Khan et al., 2019), qui ont démontré les effets bénéfiques d'une teneur élevée en N sur la germination et le recouvrement des plantes. Ces matériaux devraient donc être considérés par les sylviculteurs lors de la mise en œuvre de stratégies de restauration de sites dégradés.

Dans le contexte de la gestion écosystémique et de la restauration des sites miniers, l'utilisation de technosols à base de biochar et de copeaux de bois est une approche prometteuse et durable. Ces matériaux contribuent non seulement à l'amélioration des conditions de croissance des plantes, mais aussi à la séquestration du carbone, à la réduction des gaz à effet de serre et à la valorisation des résidus forestiers (Al-Wabel et al., 2018).

En définitive, cette étude fournit des indications précieuses pour les écologistes et les gestionnaires impliqués dans la restauration de sites dégradés. L'utilisation de technosols combinant le biochar et les copeaux de bois pourrait améliorer de manière significative le succès des efforts de revégétalisation, tout en contribuant à la durabilité environnementale et économique des projets de restauration.

LISTE DE RÉFÉRENCES

Akhtar, K., Wang, W., Ren, G., Khan, A., Feng, Y., & Yang, G. (2018). Changes in soil enzymes, soil properties, and maize crop productivity under wheat straw mulching in Guanzhong, China. Soil and Tillage Research, 182, 94-102.

Al-Wabel, M. I., Hussain, Q., Usman, A. R. A., Ahmad, M., Abduljabbar, A., Sallam, A. S., & Ok, Y. S. (2018). Impact of biochar properties on soil conditions and agricultural sustainability : A review. Land Degradation & Development, 29(7), 2124-2161. https://doi.org/10.1002/ldr.2829

Amoah-Antwi, C., Kwiatkowska-Malina, J., Thornton, S. F., Fenton, O., Malina, G., & Szara, E. (2020a). Restoration of soil quality using biochar and brown coal waste : A review. Science of The Total Environment, 722, 137852. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137852

Atkinson, M. (1992). Betula pendula Roth (B. verrucosa Ehrh.) and B. pubescens Ehrh. Journal of Ecology, 80(4), 837-870.

Becerra, P. I., Celis-Diez, J. L., & Bustamante, R. O. (2004). Effects of leaf litter and precipitation on germination and seedling survival of the endangered tree Beilschmiedia miersii. Applied Vegetation Science, 7(2), 253-257.

Benowicz, A., Guy, R., Carlson, M., & El-Kassaby, Y. (2001). Genetic variation among paper birch (Betula papyrifera Marsh.) populations in germination, frost hardiness, gas exchange and growth. Silvae Genetica, 50(1), 7-12.

Bevington, J. (1986). Geographic differences in the seed germination of paper birch (Betula papyrifera). American Journal of Botany, 73(4), 564-573.

Blair, J., Nippert, J., & Briggs, J. (2014). Grassland Ecology. In R. K. Monson (Éd.), Ecology and the Environment (p. 389-423). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7501-9_14

Blanco-Canqui, H. (2017). Biochar and Soil Physical Properties. Soil Science Society of America Journal, 81(4), 687-711. https://doi.org/10.2136/sssaj2017.01.0017

Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2004). Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. Critical Reviews in Plant Sciences, 23(6), 481-504.

Bojovic, B., Stojanovic, J., & Markovic, A. (2005). Effects of fertilization on chloroplasts pigments content, leaf surface and dry matter weight in some wheat cultivars. Acta Agriculturae Serbica, 20, 29-37.

Borišev, M., Pajević, S., Nikolić, N., Pilipović, A., Arsenov, D., & Župunski, M. (2018). Mine site restoration using silvicultural approach. In M. N. V. Prasad & P. F.

Brennan (Eds.), Bio-geotechnologies for mine site rehabilitation (pp. 115-130). Amsterdam, Netherlands. Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00007-5.

Breton, V., Crosaz, Y., & Rey, F. (2016). Effects of wood chip amendments on the revegetation performance of plant species on eroded marly terrains in a Mediterranean mountainous climate (Southern Alps, France). Solid Earth, 7(2), 599-610. https://doi.org/10.5194/se-7-599-2016

Chen, Q., Hu, T., Li, X., Song, C.-P., Zhu, J.-K., Chen, L., & Zhao, Y. (2022). Phosphorylation of SWEET sucrose transporters regulates plant root:shoot ratio under drought. Nature Plants, 8(1), 68-77. https://doi.org/10.1038/s41477-021-01040-7

Chintala, R., Mollinedo, J., Schumacher, T. E., Malo, D. D., & Julson, J. L. (2014). Effect of biochar on chemical properties of acidic soil. Archives of Agronomy and Soil Science, 60(3), 393-404. https://doi.org/10.1080/03650340.2013.789870

Colloff, M. J., Pullen, K. R., & Cunningham, S. A. (2010). Restoration of an Ecosystem Function to Revegetation Communities : The Role of Invertebrate Macropores in Enhancing Soil Water Infiltration. Restoration Ecology, 18(s1), 65-72. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00667

Crews, T. E. (1999). The presence of nitrogen fixing legumes in terrestrial communities: Evolutionary vs ecological considerations. In E. A. Holland (Ed.), New perspectives on nitrogen cycling in the temperate and tropical Americas: Report of the international SCOPE nitrogen project (pp. 233-246). Berlin, Germany. Springer-Verlag.

Dinis, L., Bégin, C., Savard, M. M., & Parent, M. (2021). Impacts of smelter atmospheric emissions on forest nutrient cycles : Evidence from soils and tree rings. Science of The Total Environment, 751, 141427. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141427

Dixit, A. S., Alpay, S., Dixit, S. S., & Smol, J. P. (2007). Paleolimnological reconstructions of Rouyn-Noranda lakes within the zone of influence of the Horne Smelter, Québec, Canada. Journal of Paleolimnology, 38(2), 209-226. https://doi.org/10.1007/s10933-006-9072-z

El-Naggar, A., Lee, S. S., Awad, Y. M., Yang, X., Ryu, C., Rizwan, M., Rinklebe, J., Tsang, D. C. W., & Ok, Y. S. (2018a). Influence of soil properties and feedstocks on biochar potential for carbon mineralization and improvement of infertile soils. Geoderma, 332, 100-108. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.06.017

Ercoli, L., Lulli, L., Mariotti, M., Masoni, A., & Arduini, I. (2008). Post-anthesis dry matter and nitrogen dynamics in durum wheat as affected by nitrogen supply and soil water availability. European Journal of Agronomy, 28(2), 138-147.

Fiset, J.-F. (2001). Récupération de métaux en solution par adsorption sur différentes biomasses végétales : Application à des effluents industriels (Thèse de doctorat, Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement, Université du Québec). Québec, Canada.

Fitzsimons, J. A., & Michael, D. R. (2017). Rocky outcrops : A hard road in the conservation of critical habitats. Biological Conservation, 211, 36-44. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.019

Frankow-Lindberg, B., & Dahlin, A. (2013). N 2 fixation, N transfer, and yield in grassland communities including a deep-rooted legume or non-legume species. Plant and Soil, 370, 567-581.

Gagnon, V., Rodrigue-Morin, M., Migneault, M., Tardif, A., Garneau, L., Lalonde, S., Shipley, B., Greer, C. W., Bellenger, J.-P., & Roy, S. (2020). Survival, growth and element translocation by 4 plant species growing on acidogenic gold mine tailings in Québec. Ecological engineering, 151, 105855.

Gargallo-Garriga, A., Sardans, J., Pérez-Trujillo, M., Rivas-Ubach, A., Oravec, M., Vecerova, K., Urban, O., Jentsch, A., Kreyling, J., Beierkuhnlein, C., Parella, T., & Peñuelas, J. (2015). Opposite metabolic responses of shoots and roots to drought. Scientific Reports, 4(1), 6829. https://doi.org/10.1038/srep06829

Getahun, A., Muleta, D., Assefa, F., Kiros, S., & Hungria, M. (2020). Biochar and other organic amendments improve the physicochemical properties of soil in highly degraded habitat. European Journal of Engineering and Technology Research, 5(3), 331-338.

Granatstein, D., Kruger, C., Collins, H., Garcia-Perez, M., & Yoder, J. (2009). Use of biochar from the pyrolysis of waste organic material as a soil amendment. Final project report. Center for Sustainable Agriculture and Natural Resources, Washington State University. Wenatchee, WA.

Hafeez, F., Spor, A., Breuil, M.-C., Schwartz, C., Martin-Laurent, F., & Philippot, L. (2012). Distribution of bacteria and nitrogen-cycling microbial communities along constructed Technosol depth-profiles. Journal of Hazardous Materials, 231-232, 88-97. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.06.041

Hishi, T., Tateno, R., & Takeda, H. (2006). Anatomical characteristics of individual roots within the fine-root architecture of Chamaecyparis obtusa (Sieb. & Zucc.) in organic and mineral soil layers. Ecological Research, 21(5), 754-758. https://doi.org/10.1007/s11284-006-0184-8

Huss-Danell, K. (1997). Tansley Review No. 93. Actinorhizal symbioses and their N2 fixation. The New Phytologist, 136(3), 375-405.

Huss-Danell, K., & Lundmark, J.-E. (1988). Growth of nitrogen-fixing Alnus incana and Lupinus spp. for restoration of degenerated forest soil in northern Sweden. Report 1988:3. Umea, Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forestry.

Jacobi, C. M., do Carmo, F. F., Vincent, R. C., & Stehmann, J. R. (2007). Plant communities on ironstone outcrops : A diverse and endangered Brazilian ecosystem. Biodiversity and Conservation, 16(7), 2185-2200. https://doi.org/10.1007/s10531-007-9156-8

Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., van der Velde, M., & Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment, 144(1), 175-187. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015

Jensen, E. S., Peoples, M. B., Boddey, R. M., Gresshoff, P. M., Hauggaard-Nielsen, H., JR Alves, B., & Morrison, M. J. (2012). Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A Review. Agronomy for Sustainable Development, 32, 329-364.

Johnson, D., & Hale, B. (2004). White birch (Betula papyrifera Marshall) foliar litter decomposition in relation to trace metal atmospheric inputs at metal-contaminated and uncontaminated sites near Sudbury, Ontario and Rouyn-Noranda, Quebec, Canada. Environmental Pollution, 127(1), 65-72. https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00260-4

Jones, R. H., Allen, B. P., & Sharitz, R. R. (1997). Why do early-emerging tree seedlings have survival advantages? : A test using Acer rubrum (Aceraceae). American Journal of Botany, 84(12), 1714-1718.

Kaur, J., Schoonmaker, A. L., & Sobze, J.-M. (2016). Length of cold stratification period affects germination in green alder (Alnus viridis (Chaix) DC. subsp. Crispa (Aiton) Turrill) seed collected from northwestern Alberta. Native Plants Journal, 17(2), 95-102.

Keiluweit, M., Nico, P. S., Johnson, M. G., & Kleber, M. (2010). Dynamic Molecular Structure of Plant Biomass-Derived Black Carbon (Biochar). Environmental Science & Technology, 44(4), 1247-1253. https://doi.org/10.1021/es9031419

Khan, A., Jan, M. T., Arif, M., Marwat, K. B., & Jan, A. (2008). Phenology and crop stand of wheat as affected by nitrogen sources and tillage systems. Pakistan Journal of Botany, 40(3), 1103-1112.

Khan, A., Muhammad, A., Khan, A. A., Anwar, S., & Hollington, P. A. (2019). Nitrogen affects leaf expansion and elongation rates during early growth stages of wheat. International Journal of Agriculture and Biology. 21(2), 381-388.

Kirkey, F. M., Matthews, J., & Ryser, P. (2012). Metal resistance in populations of red maple (Acer rubrum L.) and white birch (Betula papyrifera Marsh.) from a metal-contaminated region and neighbouring non-contaminated regions. Environmental Pollution, 164, 53-58. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.012

Koptsik, G., Koptsik, S., Spiers, G., & Beckett, P. (2016). Restoration of smelter industrial Barrens Following Pollution Reduction Drives Economic Recovery. In M. N. V. Prasad & P. F. Brennan (Eds.), Environmental Materials and Waste (pp. 463–483). Amsterdam: Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803837-6.00018-4

Kuzyakov, Y., Friedel, J. K., & Stahr, K. (2000). Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biology and Biochemistry, 32(11), 1685–1695.

Larney, F. J., Olson, A. F., Miller, J. J., DeMaere, P. R., Zvomuya, F., & McAllister, T. A. (2008a). Physical and Chemical Changes during Composting of Wood Chip-Bedded and Straw-Bedded Beef Cattle Feedlot Manure. Journal of Environmental Quality, 37(2), 725-735. https://doi.org/10.2134/jeq2007.0351

Lehmann, J. (2007). Biochar for mitigating climate change: Carbon sequestration in the black. Nature Communications, 18, 15-17.

Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota – A review. Soil Biology and Biochemistry, 43(9), 1812-1836. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022

Levasseur, P. A., Galarza, J., & Watmough, S. A. (2022). One of the world's largest regreening programs promotes healthy tree growth and nutrient accumulation up to 40-years post restoration. Forest Ecology and Management, 507, 120014.

Liu, Y., Tao, Y., Wan, K. Y., Zhang, G. S., Liu, D. B., Xiong, G. Y., & Chen, F. (2012a). Runoff and nutrient losses in citrus orchards on sloping land subjected to different surface mulching practices in the Danjiangkou Reservoir area of China. Agricultural Water Management, 110, 34-40. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.03.011

Lomaglio, T., Hattab-Hambli, N., Bret, A., Miard, F., Trupiano, D., Scippa, G. S., Motelica-Heino, M., Bourgerie, S., & Morabito, D. (2017). Effect of biochar amendments on the mobility and (bio) availability of As, Sb and Pb in a

contaminated mine technosol. Journal of Geochemical Exploration, 182, 138-148. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.08.007

Louarn, G., Corre-Hellou, G., Fustec, J., Pelzer, E., Julier, B., Litrico, I., Hinsinger, P., & Lecomte, C. (2010). Déterminants écologiques et physiologiques de la productivité et de la stabilité des associations graminées-légumineuses. Innovations Agronomiques, 10, 45-67.

Lu, L., Yu, W., Wang, Y., Zhang, K., Zhu, X., Zhang, Y., Wu, Y., Ullah, H., Xiao, X., & Chen, B. (2020). Application of biochar-based materials in environmental remediation : From multi-level structures to specific devices. Biochar, 2(1), 1-31. https://doi.org/10.1007/s42773-020-00041-7

Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S. J., & Lehmann, J. (2010). Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. Plant and Soil, 333(1-2), 117-128. https://doi.org/10.1007/s11104-010-0327-0

Markham, J. H. (2005). The effect of Frankia and Paxillus involutus on the performance of Alnus incana subsp. Rugosa in mine tailings. Canadian Journal of Botany, 83(11), 1384-1390. https://doi.org/10.1139/b05-108

Martinez-eixarch, M., ZHU, D., del Mar Catala-forner, M., Eva, P.-M., & TOMÁS-NAVARRO, N. (2013). Water, nitrogen and plant density affect the response of leaf appearance of direct seeded rice to thermal time. Rice Science, 20(1), 52-60.

Maynard, D. G., Paré, D., Thiffault, E., Lafleur, B., Hogg, K. E., & Kishchuk, B. (2014). How do natural disturbances and human activities affect soils and tree nutrition and growth in the Canadian boreal forest? Environmental Reviews, 22(2), 161-178. https://doi.org/10.1139/er-2013-0057

Meena, R. S., Vijayakumar, V., Yadav, G. S., & Mitran, T. (2018). Response and interaction of Bradyrhizobium japonicum and arbuscular mycorrhizal fungi in the soybean rhizosphere. Plant Growth Regulation, 84, 207-223.

Meena, V., Maurya, B., Meena, R., Meena, S. K., Singh, N. P., Malik, V., Kumar, V., & Jat, L. K. (2014). Microbial dynamics as influenced by concentrate manure and inorganic fertilizer in alluvium soil of Varanasi, India. African Journal of Microbiology Research, 8(1), 257-263.

Muñoz, C., Góngora, S., & Zagal, E. (2016). Use of biochar as a soil amendment : A brief review. Chilean Journal of Agricultural & Animal Sciences, 32(Special Issue No 1), 37-47.

Nippert, J. B., & Knapp, A. K. (2007). Linking water uptake with rooting patterns in grassland species. Oecologia, 153(2), 261-272. https://doi.org/10.1007/s00442-007-0745-8

Nocquet, T. (2012). Torréfaction du bois et de ses constituants : expériences et modélisation des rendements en matières volatiles. Thèse de doctorat, Université de Toulouse. 224 pages.

Okin, G. S., Gillette, D. A., & Herrick, J. E. (2006). Multi-scale controls on and consequences of aeolian processes in landscape change in arid and semi-arid environments. Journal of Arid Environments, 65(2), 253-275. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.06.029

Oram, N. J., van de Voorde, T. F. J., Ouwehand, G.-J., Bezemer, T. M., Mommer, L., Jeffery, S., & Groenigen, J. W. V. (2014). Soil amendment with biochar increases the competitive ability of legumes via increased potassium availability. Agriculture, Ecosystems & Environment, 191, 92-98. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.031

Palansooriya, K. N., Wong, J. T. F., Hashimoto, Y., Huang, L., Rinklebe, J., Chang, S. X., Bolan, N., Wang, H., & Ok, Y. S. (2019). Response of microbial communities to biochar-amended soils : A critical review. Biochar, 1(1), 3-22. https://doi.org/10.1007/s42773-019-00009-2

Palmer, M. W., & Davies, R. D. (2014). The effects of organic amendment and soil emplacement method on manufactured soil quality and growth of amenity woodland at a former cokeworks site. Ecological Engineering, 68, 1-7. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.01.004

Peek, M. S., Leffler, A. J., Ivans, C. Y., Ryel, R. J., & Caldwell, M. M. (2005). Fine root distribution and persistence under field conditions of three co-occurring Great Basin species of different life form. New Phytologist, 165(1), 171-180. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01186

Peeters, A. (2004). Wild and sown grasses: Profiles of a temperate species selection, ecology, biodiversity and use. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy. 311 p.

Poorter, H., & Nagel, O. (2000). The role of biomass allocation in the growth response of plants to different levels of light, CO2, nutrients and water : A quantitative review. Functional Plant Biology, 27(12), 1191. https://doi.org/10.1071/PP99173_CO

Rawat, J., Saxena, J., & Sanwal, P. (2019). Biochar: A sustainable approach for improving plant growth and soil properties. In D. M. Verma, F. Zeikus, P. Tiwari, & L. Lal (Eds.), Biochar-an Imperative Amendment for Soil and the Environment (pp. 1-17). IntechOpen, London, United Kingdom.

Robichaud, P. R., Lewis, S. A., Wagenbrenner, J. W., Ashmun, L. E., & Brown, R. E. (2013). Post-fire mulching for runoff and erosion mitigation. CATENA, 105, 75-92. https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.11.015

Rodriguez-Franco, C., & Page-Dumroese, D. S. (2021). Woody biochar potential for abandoned mine land restoration in the U.S. : A review. Biochar, 3(1), 7-22. https://doi.org/10.1007/s42773-020-00074-y

Roy, S., Khasa, D. P., & Greer, C. W. (2007). Combining alders, frankiae, and mycorrhizae for the revegetation and remediation of contaminated ecosystems. Canadian Journal of Botany, 85(3), 237-251. https://doi.org/10.1139/B07-017

Scarano, F. R. (2007). Rock outcrop vegetation in Brazil : A brief overview. Revista Brasileira de Botânica, 30(4), 561-568. https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000400002

Seehausen, M. L., Gale, N. V., Dranga, S., Hudson, V., Liu, N., Michener, J., Thurston, E., Williams, C., Smith, S. M., & Thomas, S. C. (2017). Is there a positive synergistic effect of biochar and compost soil amendments on plant growth and physiological performance? Agronomy, 7(1), 13.

Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Renat, J.-C., Watteau, F., Villemin, G., & Morel, J. L. (2010). Early pedogenic evolution of constructed Technosols. Journal of Soils and Sediments, 10(7), 1246-1254. https://doi.org/10.1007/s11368-010-0206-6

Shilts, W. W., Aylsworth, J. M., Kaszycki, C. A., & Klassen, R. A. (1987). Canadian Shield. In W. L. Graf (Éd.), Geomorphic Systems of North America (p. 119-161). Geological Society of America. https://doi.org/10.1130/DNAG-CENT-v2.119

Subedi, A., Robert, É., Braghiroli, F. L., & Girona, M. M. (2024). Can Ammoniacal Nitrogen from Gold Mining Effluent Be a Promising Alternative for Fertilizing Boreal Forest Stands? Sustainability, 16(17), 7683.

Swamy, S., Mishra, A., & Puri, S. (2006). Comparison of growth, biomass and nutrient distribution in five promising clones of under an agrisilviculture system. Bioresource Technology, 97(1), 57-68. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.02.032

Tag, A. T., Duman, G., Ucar, S., & Yanik, J. (2016). Effects of feedstock type and pyrolysis temperature on potential applications of biochar. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 120, 200-206. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2016.05.006

Theriault, G., & Nkongolo, K. (2016). Nickel and Copper Toxicity and Plant Response Mechanisms in White Birch (Betula papyrifera). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 97(2), 171-176. https://doi.org/10.1007/s00128-016-1842-3

Theriault, G., Nkongolo, K. K., & Michael, P. (2014). Genetic and metal analyses of fragmented populations of Betula papyrifera (Marsh) in a mining reclaimed region : Identification of population–diagnostic molecular marker. Ecology and Evolution, 4(17), 3435-3443. https://doi.org/10.1002/ece3.1195

Thomas, S. C., & Gale, N. (2015). Biochar and forest restoration : A review and meta-analysis of tree growth responses. New Forests, 46(5-6), 931-946. https://doi.org/10.1007/s11056-015-9491-7

Throop, H. L., & Belnap, J. (2019). Connectivity Dynamics in Dryland Litter Cycles : Moving Decomposition beyond Spatial Stasis. BioScience, 69(8), 602-614. https://doi.org/10.1093/biosci/biz061

Török, P., Miglécz, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, S., & Tóthmérész, B. (2012). Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands : Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? Journal for Nature Conservation, 20(1), 41-48. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.07.006

Tsavkelova, E., Klimova, S. Y., Cherdyntseva, T., & Netrusov, A. (2006). Microbial producers of plant growth stimulators and their practical use : A Review. Applied Biochemistry and Microbiology, 42, 117-126.

Vaughn, K., Porensky, L., Wilkerson, M., Balachowski, J., Peffer, E., Riginos, C., & Young, T. (2010). Restoration ecology. Nature Education Knowledge, 3 (10), 66.

Veillette, J. J., Paradis, S. J., & Buckle, J. (2005). Bedrock and surficial geology of the general area around Rouyn-Noranda, Quebec and Ontario. Geological Survey of Canada, Open File 584. Ottawa: Natural Resources Canada. 26 p.

Vorobeichik, E. L., & Kaigorodova, S. Yu. (2017). Long-term dynamics of heavy metals in the upper horizons of soils in the region of a copper smelter impacts during the period of reduced emission. Eurasian Soil Science, 50(8), 977-990. https://doi.org/10.1134/S1064229317080130

Wall, L. G. (2000). The Actinorhizal Symbiosis. Journal of Plant Growth Regulation, 19(2), 167-182. https://doi.org/10.1007/s003440000027

Wang, Y., Meng, B., Zhong, S., Wang, D., Ma, J., & Sun, W. (2018a). Aboveground biomass and root/shoot ratio regulated drought susceptibility of ecosystem

carbon exchange in a meadow steppe. Plant and Soil, 432(1-2), 259-272. https://doi.org/10.1007/s11104-018-3790-7

Wardle, D. A., Zackrisson, O., & Nilsson, M.-C. (1998). The charcoal effect in Boreal forests : Mechanisms and ecological consequences. Oecologia, 115(3), 419-426. https://doi.org/10.1007/s004420050536

Watkinson, A. D., Lock, A. S., Beckett, P. J., & Spiers, G. (2017). Developing manufactured soils from industrial by-products for use as growth substrates in mine reclamation. Restoration Ecology, 25(4), 587-594. https://doi.org/10.1111/rec.12464

Wick, D., Luna, T., & Hosokawa, J. (2008). Propagation protocol for production of container Alnus viridis (Chaix.) DC. sinuata (Regel) Love & Love plants (172 ml containers). USDI NPS, Glacier National Park, West Glacier, Montana. Native Plant Network. URL: http://npn. rngr. net/npn.

Winterhalder, K. (1996). Environmental degradation and rehabilitation of the landscape around Sudbury, a major mining and smelting area. Environmental Reviews, 4(3), 185-224. https://doi.org/10.1139/a96-011

Wolf, E. C., Rejmánková, E., & Cooper, D. J. (2019). Wood chip soil amendments in restored wetlands affect plant growth by reducing compaction and increasing dissolved phenolics. Restoration Ecology, 27(5), 1128-1136. https://doi.org/10.1111/rec.12942

Yan, D., Easwaran, V., Chau, V., Okamoto, M., Ierullo, M., Kimura, M., Endo, A., Yano, R., Pasha, A., & Gong, Y. (2016). NIN-like protein 8 is a master regulator of nitrate-promoted seed germination in Arabidopsis. Nature Communications, 7, 13179

Zhang, C., Liu, L., Zhao, M., Rong, H., & Xu, Y. (2018). The environmental characteristics and applications of biochar. Environmental Science and Pollution Research, 25(22), 21525-21534. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2521-1

Zhu, X., Li, C., Li, J., Xie, B., Lü, J., & Li, Y. (2018). Thermal treatment of biochar in the air/nitrogen atmosphere for developed mesoporosity and enhanced adsorption to tetracycline. Bioresource Technology, 263, 475-482. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.05.041

Zornoza, R., Moreno-Barriga, F., Acosta, J. A., Muñoz, M. A., & Faz, A. (2016). Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal solid waste for their use as soil amendments. Chemosphere, 144, 122-130. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.046