

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

STRATÉGIE DE RESTAURATION UTILISANT DES BRYOPHYTES POUR FACILITER
L'ÉTABLISSEMENT D'ARBRES SUR DES AFFLEUREMENTS ROCHEUX DÉGRADÉS
PAR L'ACTIVITÉ MINIÈRE

Mémoire
présenté
comme exigence partielle
de la maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers
Bidiplomation avec l'Université de Montpellier

Par
Félix Gery

Août 2024

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tous ceux qui ont participé à la réalisation de ce projet de maîtrise.

Je souhaite remercier en premier lieu mon directeur de recherche, Fabio Gennaretti et mes co-directrices, Annie DesRochers et Nicole Fenton, qui ont été d'une grande aide dans toutes les étapes du projet de recherche.

Un grand merci à Marc-André Lemay qui m'a beaucoup aidé sur les analyses statistiques et la relecture du mémoire de mon projet et m'a permis de garder la motivation nécessaire.

Je remercie les financeurs du projet, la Chaire de Recherche Institutionnelle REGENERE de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) et de la fonderie Horne, les Fonds de Recherche du Québec – Nature et Technologies (FRQNT) du programme de recherche en partenariat sur le développement durable du secteur minier, ainsi que la Chaire de Recherche du Canada en dendroécologie et dendroclimatologie, la Chaire de Recherche Industrielle CRSNG-UQAT en Sylviculture et Production de Bois et la Chaire de Recherche Industrielle CRSNG-UQAT sur la Biodiversité en Contexte Minier pour avoir participé au financement de ce projet.

Je tiens à remercier tous les techniciens, étudiants et stagiaires qui m'ont aidé sur le terrain et sur le travail de laboratoire et d'analyses. Tous ceux qui m'ont aidé à installer le dispositif expérimental et déplacer tous ces kilos de sable, Daniele Barbeta, Marie-Sophie Roy, Erica Anderson et Jonathan Veillette, ceux qui m'ont aidé sur le reste du terrain, Daphnée Jacob, Marie-Anne Michaud Valcourt, Elsa Dejoie et Gideon Olorunobi Olugbadieye. Je remercie Martine Hardy de l'UQAT d'Amos, Vincent Poirier et les techniciens du laboratoire d'analyses agricoles de l'UQAT de Notre-Dame-du-Nord ainsi que Mamadou Dia et les techniciens du Centre Technologique des Résidus Industriels de Rouyn-Noranda pour leur aide dans le travail de laboratoire et les analyses des échantillons. Je remercie enfin Lucie Barbier pour son aide sur les analyses statistiques et Mélanie Desrochers pour la réalisation de la carte des sites pour mon article.

AVANT-PROPOS

Avec ce mémoire, nous avons voulu tester une méthode de restauration d'affleurements rocheux influencés par la pollution de fonderies qui serait à faible coût et basée sur la reproduction des processus de succession végétale naturelle. La problématique de re-végétalisation des sites dégradés par l'industrie minière est d'actualité, avec les menaces toujours croissantes du changement climatique qui pèsent sur les écosystèmes et leur biodiversité, il est important de limiter le plus possible l'impact des activités humaines sur l'environnement. Une méthode de restauration imitant les processus naturels serait une bonne alternative à des méthodes plus classiques et interventionnistes, en particulier en termes de coût de mise en place et de suivi, d'amélioration de la diversité et de la complexité des écosystèmes restaurés. Ce projet de maîtrise a été réalisé en partenariat avec la fonderie Horne de Rouyn-Noranda dont certains sites de résidus miniers nécessitent une restauration écologique.

Ce mémoire de maîtrise comprend trois chapitres, le premier constitue une introduction générale du sujet, avec une mise en contexte, l'état des connaissances sur la pollution aux métaux lourds et la restauration écologique suivi des objectifs et hypothèse de l'étude. Le deuxième chapitre est rédigé en anglais, il prend la forme d'un article scientifique : A restoration strategy using bryophytes to promote tree establishment in mining polluted xeric barrens. L'article sera soumis à Restoration Ecology avec comme co-auteurs Marc-André Lemay, Nicole Fenton, Annie DesRochers, Miguel Montoro Girona, Peter Ryser et Fabio Gennaretti qui ont tous participé à l'élaboration du projet ainsi qu'à la révision de l'article et de l'ensemble du mémoire. La conception du dispositif expérimental a été réalisée par ma direction de recherche qui a également obtenu l'intégralité des financements pour mener à bien ce projet. L'installation du dispositif et la récolte de données ont été réalisées avec le support d'aides de terrain, j'ai réalisé une partie des analyses en laboratoire et le reste a été préparé et envoyé en analyse en laboratoire extérieur. L'analyse des données et l'obtention des résultats a été réalisée avec l'aide de Marc-André Lemay et Fabio Gennaretti. Mélanie Desrochers a réalisé la carte utilisée dans l'article à partir des données que je lui ai envoyées. Miguel Montoro Girona et Peter Ryser ont participé à la révision de la proposition de recherche du projet. Le troisième chapitre est une conclusion générale qui se compose des limitations de l'étude et des implications et perspectives.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	II
AVANT-PROPOS	III
TABLE DES MATIÈRES.....	IV
LISTE DES FIGURES.....	V
LISTE DES TABLEAUX.....	VI
RÉSUMÉ.....	VII
ABSTRACT	VIII
INTRODUCTION.....	9
1. RESTORATION STRATEGY USING BRYOPHYTES TO PROMOTE TREE ESTABLISHMENT IN MINING-POLLUTED XERIC BARRENS.....	21
1.1 Abstract	22
1.2 Introduction	22
1.3 Material and methods	25
1.3.1 Study sites.....	25
1.3.2 Experimental units and treatments	27
1.3.3 Site characterization	29
1.3.4 Statistical analysis	30
1.4 Results	31
1.4.1 Heavy metal concentration and characterization of our sites	31
1.4.2 Germination and establishment success	33
1.5 Discussion	38
1.6 Conclusion.....	40
1.7 Fundings	40
1.8 Acknowledgements	40
1.9 Competing interests.....	41
1.10 Author contributions.....	41
1.11 Data availability	41
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	42
ANNEXE A – SUPPLEMENTARY FIGURES AND TABLES	48
LISTE DE RÉFÉRENCES.....	52

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Position of study sites around the Horne smelter in Rouyn-Noranda within Quebec, Canada. The CS site is close to the smelter surrounded by mine tailings, the CF site is close to the smelter and surrounded by forest, the CC site is close to the smelter in the city, the NW site is distant and to the north-west, the SE site is distant and to the south-east. BR, bryophyte gathering site.	27
Figure 2 Photos of three units treated with one of the three treatments: bryophyte (left), control (center) and liming (right). Photos taken in August 2023.....	28
Figure 3 Raw data of the number of jack pine seedlings established in 2023 depending on site and treatment used (four units per treatment per site). For site characteristics, refer to Table 1.....	36
Figure 4 Number of established jack pine seedlings per 1m ² units predicted by the generalized mixed linear model with treatment and wind exposure as fixed effects. 90% confidence intervals are shown.....	37

LISTE DES TABLEAUX

Table 1 Characteristics of study sites	26
Table 2 Heavy metal concentration in the soils (mg/kg) for copper (Cu), lead (Pb) and cadmium (Cd) at the study sites and their wind exposure (m/s; 95th percentile of the average wind speed). For site characteristics, refer to Table 1.	32
Table 3 Heavy metal concentration in local vegetation foliage for copper, lead and cadmium at each site. For site characteristics, refer to Table 1.	33
Table 4 Number of jack pine seedlings counted in 2022 and 2023 at each site with their survival ($N_{2023} / N_{2022} * 100$) and establishment rate ($N_{2023} / 1200 \text{ seeds per site} * 100$). For site characteristics, refer to Table 1.	35
Table 5 Number of jack pine seedlings counted in 2022 and 2023 for each treatment with their survival ($N_{2023} / N_{2022} * 100$), establishment rate ($N_{2023} / 2000 \text{ seeds per treatment} * 100$).....	35
Table 6 Model comparisons for seedlings establishment. The model formula is given by Eq. 2. AICc is corrected Akaike Information Criterion (AICc) and K is the number of regression coefficients estimated.	36
Table 7 Estimates and 95% confidence intervals of the fixed effects of the chosen model (treatment and wind exposure compared to bryophyte treatment; note that the model uses a log link function).	37

RÉSUMÉ

Les activités minières, particulièrement les fonderies, peuvent dégrader les écosystèmes et créer des affleurements dénudés de végétation et pollués par les métaux lourds. Les écosystèmes pauvres en ressources comme les affleurements rocheux, avec des sols minces, sont plus sensibles à la dégradation. Leur régénération naturelle peut s'avérer compliquée ou impossible à cause de l'érosion, du manque de ressources ou de sources de graines et de l'acidification du sol causée par la pollution. Des approches de restauration peuvent être nécessaire pour régénérer la végétation d'affleurements pollués, ces projets impliquent souvent des méthodes interventionnistes de déplacement de sol, fertilisation et plantation massive d'arbres. L'objectif de notre étude était de tester l'efficacité d'une stratégie de restauration qui imite la succession végétale naturelle en milieu boréal en utilisant des bryophytes comme substrat de germination pour faciliter l'établissement de graines d'arbres (*Pinus banksiana*, *Betula papyrifera*, *Alnus viridis ssp. crispa*, *Thuja occidentalis*). Ce traitement a été comparé à un traitement contrôle, où le substrat était composé du sol local, et un traitement de chaulage, communément utilisé dans des projets de restauration pour augmenter le pH du sol et réduire la toxicité des métaux lourds du sol. Les trois traitements ont été appliqués à soixante unités d'un m² situées sur cinq affleurements rocheux à différentes distances de la source de pollution, la fonderie de cuivre Horne de Rouyn-Noranda (Canada). Chaque espèce d'arbre a été semée à la densité de 100 graines par m² sur toutes les unités. Nos résultats ont montré que l'exposition au vent a eu l'impact le plus significatif sur nos unités expérimentales, masquant potentiellement un effet négatif de la concentration en métaux lourds des sols sur l'établissement des graines. Le traitement bryophyte a eu le meilleur succès de végétalisation pour de faibles vitesses de vent, avec un taux d'établissement des plantules de pin gris de 12,5% contre 5% et 4% pour les traitements chaulage et contrôle. Notre stratégie utilisant des bryophytes a du potentiel pour des projets de restauration d'affleurements rocheux en se reposant sur des processus naturels, nous recommandons de bien protéger les installations du vent pour améliorer le succès de végétalisation.

Mots-clés : Restauration écologique, métaux lourds, bryophytes, affleurements rocheux, succession végétale, exposition au vent, protection de graines, pin gris, chaulage, semis, établissement, germination.

ABSTRACT

Mining activities, particularly smelters, can lead to the formation of degraded, barren, or metal-contaminated ecosystems. Resource-poor ecosystems such as rocky outcrops with thin soils are more susceptible to degradation compared to other systems, and natural regeneration on these habitats can be complicated or even impossible due to erosion, lack of resources or seed sources and soil acidification caused by pollution. Restoration projects may be necessary to regenerate vegetation on polluted outcrops, often involving interventionist methods such as soil transplant, fertilization, and massive tree planting. The aim of our study was to test the effectiveness of a restoration strategy based on mimicking natural succession in the boreal forest by using bryophytes as a germination substrate to protect and promote the establishment of tree seedlings (*Pinus banksiana*, *Betula papyrifera*, *Alnus viridis ssp. crispa*, *Thuja occidentalis*). This treatment was compared to a control treatment, where the substrate was local soil, and a liming treatment, commonly used in restoration projects to increase soil pH and reduce heavy metal toxicity. The three treatments were applied to sixty 1 m² units located on five barren outcrops at different distances from the pollution source, the Horne smelter in Rouyn-Noranda, Canada. Each tree species was seeded at a density of 100 seeds.m⁻² on all units. Our results showed that wind exposure had the most significant effect on our experimental units, potentially masking any negative effect of soil heavy metal concentration on seed establishment. The bryophyte treatment had the highest vegetation establishment success for low wind speeds, with a jack pine seedling establishment rate of 12.5% compared to 5% and 4% for liming and control treatments. Our strategy using bryophytes has the potential to be used for restoration projects on rocky outcrops by relying on natural processes; we recommend protecting installations from wind to improve vegetation establishment success.

Keywords: Restoration ecology, heavy metals, bryophytes, rocky outcrops, vegetation succession, wind exposure, seed protection, jack pine, liming, seeding, establishment, germination.

INTRODUCTION

Mise en contexte. Les effets de l'activité minière, en particulier les fortes émissions de dioxyde de soufre associé avec les fonderies et les parcs à résidus miniers, entraînent des modifications, voire la perte de végétation, l'acidification et la pollution du sol dans un rayon de plusieurs km autour des sources d'émissions (Leverington & Schindler, 2018 ; Winterhalder, 1996). Ces dégradations des écosystèmes peuvent s'avérer trop importantes pour que ceux-ci puissent se régénérer correctement ; dans ce cas il s'avère nécessaire d'intervenir pour restaurer ces écosystèmes (Kuuluvainen, 2002). L'investissement et les moyens mis en place pour la restauration dépendent de l'intensité de la dégradation. Des méthodes actives sont souvent mises en place (transplantation de sol, plantation massive d'arbres, etc.) car bien qu'elles soient coûteuses à mettre en place, elles garantissent un minimum de succès. Cependant, il est aussi possible d'utiliser d'autres méthodes de restauration moins actives qui se reposent plus sur la résilience naturelle des écosystèmes (Hodačová & Prach, 2003). Des méthodes imitant les processus naturels peuvent demander moins d'entretien, être plus rentables et à terme obtenir des écosystèmes restaurés avec une meilleure biodiversité et hétérogénéité des habitats (Birch et al, 2010 ; Kuuluvainen, 2002).

Au Québec, l'exploitation minière est implantée depuis le début du XIX^{ème} siècle. On y trouve notamment des exportations de minerais de fer, d'or, d'amiante, de nickel, de zinc et de cuivre. Après une période de recul dans les années 80, l'industrie minière a repris des couleurs dans les années 2000 avec un retour de la croissance minière (Simard, 2018). En 2019, le Québec comptait 40 mines en activité ou en démarrage avec une majorité de mines d'or mais une grande productivité des mines de fer qui représentent plus de 40% de la production. (ISQ : Madore, 2021). A Rouyn-Noranda, principale ville de la région d'Abitibi-Témiscamingue, la mine Horne a exploité un grand gisement de cuivre et d'or issu d'un VMS (Volcanogenic Massive Sulfide ore deposits) de 1927 à 1976. Durant son activité, la mine Horne a été une des plus grandes productrices de cuivre du Canada avec 1,13Mt de cuivre extrait. La mine a été très profitable et a eu un fort impact sur la ville de Rouyn et le développement économique du nord-ouest québécois (Gibson et al, 2000). Durant cette période, la fonderie Horne a été un des plus grands émetteurs de dioxyde de soufre d'Amérique du Nord après celles de Sudbury. Suite à des régulations gouvernementales mises en place dans les années 70, ces émissions ont grandement diminué (Savard et al, 2004 ; Dinis et al

2021). Depuis 1984, la fonderie s'est spécialisée dans le raffinement et le recyclage de cuivre et métaux précieux, plus spécifiquement ceux contenus dans les appareils électroniques.

A Rouyn-Noranda, des projets de restauration ont été étudiés pour remédier à la dégradation environnementale occasionnée par la fonderie Horne comme, par exemple, le projet de restauration des berges du lac Osisko (OBVT, 2014), lac proche de la fonderie dont les eaux et les sédiments sont contaminés aux métaux lourds (Darricau et al, 2021).

Dans une autre optique, nous nous sommes intéressés à l'utilisation de bryophytes pour la restauration des sites dégradés par les activités minières, particulièrement les fonderies. Certaines espèces de bryophytes sont des espèces pionnières, importantes dans les successions primaire et secondaire des forêts boréales (Turetsky et al, 2010 ; 2012). Dans des milieux pauvres en ressources comme les affleurements rocheux, elles peuvent s'installer et créer des niches écologiques qui facilitent l'établissement de plantes vasculaires (Gavini et al, 2019). Certaines mousses comme l'espèce *Ceratodon purpureus*, utilisée dans notre projet, peuvent en plus accumuler et extraire de grandes quantités de métaux lourds du sol (Mushtaq et al, 2020 ; Vukojević et al, 2005). Il semble donc envisageable d'utiliser des bryophytes pour développer une stratégie de restauration passive des affleurements rocheux qui se sert des mousses pour protéger et favoriser l'établissement de semis de plantes vasculaires.

État des connaissances. La restauration. La restauration d'écosystèmes est nécessaire quand des dégradations trop importantes ont dépassé les capacités de résilience de l'écosystème et l'empêchent de se régénérer pour revenir à son état initial (Kuuluvainen, 2002). L'humain peut dégrader activement les forêts par ses activités d'agroforesterie, de déforestation, ou par des causes plus indirectes comme la contamination de l'air, des eaux et des sols à divers polluants. Il y a également des effets du changement climatique (sècheresses, changements des régimes de feux, inondations et intensification des événements climatiques extrêmes entre autres) qui interviennent trop rapidement pour permettre aux forêts de s'y adapter (Arneth et al, 2021).

La première étape dans un projet de restauration est de définir un objectif général puis des objectifs écologiques plus précis (Prach et al, 2019). Cela nécessite d'avoir des connaissances sur les

dégradations qui ont eu lieu dans l'écosystème et sur son état initial, ce dernier n'étant pas toujours facile à identifier on utilise généralement des sites de référence non dégradés. Une fois les objectifs établis, l'étape suivante consiste à choisir les méthodes de restauration à employer et des indicateurs facilement mesurables du succès de restauration (Gann et al, 2019). Installer des appareils de suivi constant de l'écosystème (ecological monitoring), quand c'est possible, permet d'évaluer le succès de restauration en cours de route et de s'adapter plus facilement aux imprévus pour corriger les méthodes employées. Quand le suivi constant n'est pas possible, plusieurs mesures dans le temps sont nécessaires pour s'assurer du succès de restauration (Prach et al, 2019). La SER (Society for Ecological Restoration) définit huit attributs qui permettent d'évaluer la santé de l'écosystème restauré et le succès de restauration : la présence d'espèces indigènes, une diversité et une structure des communautés similaire aux écosystèmes de référence, des ressources suffisantes pour assurer le renouvellement des populations, la présence de groupes écologiques fonctionnels nécessaires à une stabilité à long-terme, une résilience suffisante face aux perturbations chroniques, l'absence de dysfonctionnement des fonctions essentielles de l'écosystème, l'absence ou la réduction des menaces à l'intégrité de l'écosystème, l'intégration de l'écosystème dans une matrice plus large à l'échelle du paysage (Clewell et al, 2004).

Les activités de restauration à proximité des fonderies de cuivre. Dans ce mémoire de maîtrise nous nous intéressons aux activités de restauration dans des sites dégradés à proximité d'une fonderie. Notre étude s'est déroulée autour de la ville de Rouyn-Noranda au Québec où la fonderie Horne, fonderie de cuivre en activité depuis 1927. Elle continue ses activités malgré la fermeture de la mine Noranda en traitant des minerais en provenance d'autres mines et en recyclant le cuivre et les métaux précieux des composants électroniques. Les émissions de métaux lourds et de dioxyde de soufre ont diminué après la fermeture de la mine mais restent importantes, passant de 710000 tonnes de SO₂ et 3150 tonnes de métaux en 1965 à 90 000 tonnes de SO₂ et 219 tonnes de métaux émis en 2000 (Savard et al, 2004). Des projets de restauration ont déjà été mis en place à Rouyn-Noranda, nous pouvons citer le projet de reboisement des berges du lac Osisko, proche de la fonderie Horne. Les berges du lac Osisko sont très proches de la fonderie, et ont donc été fortement exposées aux métaux lourds et au soufre ce qui a présumément causé la perte de végétation de ces berges. Le projet de restauration a débuté en 2011, et les techniques utilisées comprennent le remplacement des sols contaminés, la plantation de semis de graines de graminées sur le nouveau sol, la plantation de boutures, d'arbres et d'arbustes le long des rives et l'installation de fagots de

branches sur les rives. Après trois ans, le projet a eu un certain succès, avec trois des quatre sections végétalisées à plus de 80%. La principale cause d'échec dans la quatrième section était l'érosion de la berge et l'été très sec de 2011 (OBVT, 2014).

Dans des contextes similaires, divers projets de restauration ont été mis en place à Sudbury en Ontario, il y a également des exemples qui seront résumés ci-dessous autour de fonderies de cuivre en milieu boréal comme à Harjavalta en Finlande ou sur la péninsule de Kola en Russie. En milieu tempéré, nous pouvons citer le projet dans le Copper Basin aux États-Unis.

Sudbury, Ontario, Canada (Watkinson et al, 2022 ; Winterhalder, 1996) : La situation à Sudbury est similaire à celle de Rouyn-Noranda avec une fonderie de cuivre qui a causé des dégradations de la végétation aux alentours et la formation d'affleurements rocheux dénudés (Leverington & Schindler, 2018). Les projets de restauration ont débuté en 1978, avec l'utilisation d'un mélange nommé « Sudbury Restoration Recipe », composé de chaux, de fertilisant et de graines de plantes herbacées (graminées et légumineuses). Cette recette a été mélangée aux sols locaux pour végétaliser 10000 ha de terrains dénudés. Des jeunes arbres ont aussi été massivement plantés sur plus de 3000 ha. Les résultats sont positifs après 30 ans de travaux de restauration, le pH du sol a été rendu durablement plus basique, la végétation s'est rétablie correctement avec une augmentation significative de la biodiversité dans les environnements restaurés.

Copper Basin, Tennessee, USA (Branson & Ammons, 2004) : étude débutée en 1998 où 8000 m² de terrain sur des parcs à résidus miniers ont été divisés en 32 placettes. Diverses combinaisons d'amendements du sol et de graines ont été testées. Les amendements comprenaient un traitement au phosphore à différentes concentrations et l'ajout de biosolides, soit des matières organiques issues du traitement des eaux usées qui ont été utilisées comme engrais. Quatre mélanges de graines de graminées et légumineuses ont été utilisés. Les résultats ont montré que l'ajout de traitements phosphatés et de biosolides étaient efficaces pour favoriser la végétalisation.

Harjavalta, Finlande (Kiikkilä, 2002) : A Harjavalata, une fonderie de cuivre est installée depuis 1945 et une fonderie de nickel depuis 1960. Ces fonderies ont eu un fort impact sur les forêts environnantes avec une réduction de la croissance des arbres et des changements de communautés en sous-bois, au plus proche des fonderies, la végétation avait quasiment disparu. La méthode employée visait à stabiliser les métaux dans le sol via une méthode de paillage avec ajout de matière

organique qui avait pour but de rétablir l'activité microbienne dans le cycle des nutriments du sol. La méthode de paillage a montré des résultats positifs avec la précipitation et la transformation du cuivre dans des formes liées à des matériaux organiques du sol moins assimilables et toxiques pour la végétation.

Péninsule de Kola, Russie (Kozlov & Haukioja, 1999) : Dans la péninsule de Kola, la présence d'une fonderie de cuivre et nickel depuis 1938 a causé la perte de végétation de près de 600 km² de forêt jusque dans les années 1990, au moment où l'intensité des émissions de métaux a baissé. La méthode de restauration utilisée s'est reposée sur la plantation de plantules de bouleau avec la comparaison de trois traitements : l'arrosage régulier d'eau, la protection contre le vent et la fertilisation des sols. Les résultats ont été mesurés à partir du début de l'expérience en 1996 et en 1998. Les traitements d'arrosage et de protection au vent ont eu un impact positif sur la survie des plants de bouleau. Par contre, l'ajout d'un fertilisant azote-phosphore-potassium a eu un impact négatif sur la survie des plants car il a aussi augmenté la toxicité des métaux. Les auteurs de l'article estiment que si le fertilisant a fonctionné à Sudbury c'est probablement grâce à l'ajout de chaux qui aurait compensé l'augmentation de toxicité du nickel liée au phosphore présent dans le fertilisant.

De manière générale, dans ces projets de restauration, il y a une nécessité de gérer en premier lieu la contamination aux métaux lourds que ce soit par remplacement du sol ou par amendement du sol. L'amendement qui semble avoir le plus de succès est celui utilisé à Sudbury avec le mélange de fertilisant et de chaux. Les méthodes de végétalisation quant à elles consistent soit en des semis de graines de graminées et de légumineuses, soit des plantations de jeunes arbres.

Un frein à la restauration en contexte minier : la présence de métaux lourds. L'activité des fonderies génère de la pollution atmosphérique aux métaux lourds et au dioxyde de soufre (SO₂). On en retrouve alors des traces dans les lacs et les sols et la végétation autour des sites d'exploitation (Ettler, 2016 ; Savard et al, 2006). La contamination des eaux et des sols aux métaux lourds et au SO₂ peut être un frein important à la régénération naturelle. Les arbres exposés à une pollution atmosphérique au SO₂ ont une activité photosynthétique réduite et stockent moins de carbone par la photosynthèse (Savard et al, 2004). Le dioxyde de soufre cause aussi des pluies acides qui viennent perturber l'équilibre physico-chimique des sols (Irwin & Williams, 1988) et accentuent la toxicité des métaux lourds pour la végétation. Le cuivre par exemple forme des

liaisons avec des éléments organiques du sol, ce qui le rend peu assimilable par les plantes à pH neutre, mais à pH acide, il forme moins de liaisons et se retrouve plus facilement assimilable par la végétation et donc plus toxique (Bolan et al, 2003). Concernant les métaux lourds, l'effet général de la pollution aux métaux est une perte de végétation. La strate arborescente disparaît en premier, suivie des strates arbustive et herbacée quand la pollution devient trop importante (Zvereva & Kozlov, 2012). Les métaux en suspension dans l'atmosphère peuvent se déplacer sur de grandes distances, les émissions de métaux par la fonderie Horne ont été détectées jusqu'à 50 à 80 km de distance dans l'humus forestier (Savard et al, 2006). Les principaux métaux issus de la fonderie dont on retrouve les traces dans le sol sont le cuivre (Cu), le plomb (Pb) et le cadmium (Cd) (Dinis et al, 2021). La fonderie qui est au centre de notre projet, la fonderie Horne de Rouyn-Noranda, a fortement diminué ses émissions de dioxyde de soufre après les années 70 (Environnement Canada, 2002), nous avons donc choisi pour le projet de maîtrise de prendre en compte l'effet des métaux lourds.

Le Cuivre. En tant que fonderie de cuivre, la fonderie Horne a relâché et relâche toujours de grandes quantités de cuivre dans l'atmosphère (Bonham-Carter et al, 2006). Le cuivre peut être naturellement assimilé et incorporé par les végétaux et n'est pas toxique pour des concentrations dans l'eau et les sols inférieures à 5 mg/L (Singh et al, 2007). Sa disponibilité et sa phytotoxicité vont dépendre des différentes formes chimiques présentes dans le sol. Le cuivre a une forte affinité avec la matière organique, il forme donc facilement des colloïdes dans les horizons organiques du sol, une grande fraction peut alors ne pas être disponible pour les plantes. Le pH influence fortement la présence de ces formes chimiques et on retrouve les formes les plus délétères pour les plantes avec des pH acides (Alva et al, 2000). Contrairement au plomb et au cadmium, le cuivre est tout de même un élément essentiel au métabolisme des végétaux (Påhlsson, 1989). La moyenne de concentration en cuivre dans les tissus végétaux non exposés à de la pollution n'excède en général pas 20 ppm (Fernandes & Enriques, 1991). Cependant il y a une grande variabilité dans la tolérance au cuivre selon les espèces (Hutchinson & Whitby, 1977). L'exposition à de trop grandes quantités de cuivre peut inhiber la croissance des semis de végétaux. On observe les premiers effets de la toxicité sur les semis d'herbacées pour une concentration d'entre 2 et 60 mg/L de cuivre dans l'eau et les sols (Ahsan et al, 2007 ; Muccifora & Bellani, 2013). Pour les semis d'arbres comme le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*, L.), on peut observer un effet de réduction de l'accumulation de biomasse de l'ordre de 67% dès 0.6 mg/L (Ivanov et al, 2016).

Le Plomb. Le plomb est également un métal à faible mobilité, il peut provoquer le jaunissement des feuilles, inhiber la croissance racinaire, la synthèse de chlorophylle et d'enzymes importantes dans un grand nombre de processus métaboliques (Påhlsson, 1989, Sharma & Dubey, 2005). La teneur moyenne de Pb dans les sols non pollués varie de 10 à 30 mg/kg (World Health Organization, 2007). La disponibilité du Pb pour la végétation est influencée par le pH du sol. Le Pb est moins assimilable à des pH élevés. Pour des pH acides, comme c'est le cas en région boréale, le plomb affecte aussi d'autres processus et on observe, par exemple, une réduction de moitié de la nitrification du sol pour des concentrations en plomb de 450 à 2000 mg/kg selon si le sol a été lessivé ou non (Li et al, 2016). L'exposition au plomb inhibe aussi la croissance des semis exposés en induisant une production de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) extracellulaire en réponse au stress (Yang et al, 2010).

Le Cadmium. Le cadmium est plus mobile que les deux autres métaux, il reste facilement en solution à pH neutre et est lui aussi plus facilement assimilé avec l'acidification du sol (Kubier et al, 2019). Le Cd va lui aussi réduire la croissance végétale, pouvant causer la nécrose des racines et la décoloration des feuilles, il réduit la disponibilité de certains nutriments essentiels comme le calcium, le phosphore et le magnésium et peut générer du stress oxydatif (Haider et al, 2021 ; Zulfiqar et al, 2022). La teneur moyenne en cadmium dans les sols non pollués varie entre 0,7 et 1,1 mg/kg (World Health Organization, 2007). L'exposition au cadmium affecte la croissance des semis de végétaux, il y a une inhibition de la croissance racinaire et foliaire par les dégâts occasionnés à l'ADN des cellules végétales, l'altération du métabolisme de l'amidon et l'altération de l'absorption d'eau par la plante (Huybrechts et al, 2019).

Dans les projets de restauration en contexte minier, il est donc souvent nécessaire d'ajouter une étape de préparation du terrain avant de planter des végétaux pour réduire la toxicité des métaux lourds. L'étude d'Izydorczyk et al. (2021), classifie différentes façons de gérer les métaux du sol : isolation, immobilisation, séparation physique et extraction. L'étude de Khalid et al. (2017), quant à elle regroupe les méthodes de gestion des métaux dans le sol en trois catégories : les méthodes physiques, les méthodes chimiques et les méthodes biologiques. L'isolation consiste à empêcher la propagation des polluants dans le sol. Cela peut se faire par des méthodes physiques de recouvrement du sol avec des membranes imperméables, sur ou sous le sol, ce qui évite aussi que des contaminants atteignent les eaux souterraines et est peu coûteux (Rabajczyk et al, 2021).

L'immobilisation par stabilisation/solidification consiste à utiliser des agents chimiques pour réduire la solubilité, la mobilité et la toxicité des métaux lourds pour les plantes, cela peut aller jusqu'à la solidification qui emprisonne les métaux sous forme solide. Cependant les métaux restent toujours dans le sol et peuvent retrouver une forme plus toxique et mobile avec le temps (Derakshan Nejad et al, 2018). Une autre méthode de stabilisation des métaux est la vitrification, qui consiste à chauffer les sols à de très hautes températures pour faire entrer en fusion et transformer les métaux et autres polluants dans une matrice vitreuse ce qui permet de les stabiliser (Dellisanti et al, 2009 ; Navarro et al, 2013). Les méthodes de séparation physique visent à concentrer les polluants dans un petit volume. On peut utiliser des méthodes de tamisage avec séparation magnétique ou gravimétrique (Rikers et al, 1998 ; Williford & Bricka, 2000). On compte aussi le remplacement de sol comme une méthode de séparation physique. Enfin, les méthodes d'extraction peuvent être des méthodes physiques comme l'extraction électrocinétique, un champ électrique est envoyé à travers le sol pour extraire les ions métalliques du sol. Cette méthode est plus efficace pour des sols à texture fine et faible conductivité hydraulique (Kim et al, 2001 ; Wang et al, 2021). On trouve aussi des méthodes biologiques d'extraction comme la biolixiviation, c'est-à-dire la solubilisation des métaux par l'action de microorganismes, le lixiviat est récupéré et extrait du sol (Yang et al, 2016). Il y a également d'autres méthodes biologiques qui utilisent des plantes des végétaux à forte croissance et résistance aux stress pour faire de la phyto-extraction ou de la phyto-volatilisation. Les végétaux phyto-extracteurs accumulent les métaux présents dans le sol dans leurs racines, tiges et feuilles, certaines espèces sont même capables d'accumuler uniquement dans leurs racines en protégeant leurs parties aériennes, dans tous les cas, les métaux sont stabilisés dans la végétation mais restent présents. Alors que la phyto-volatilisation, consiste à utiliser des végétaux qui, durant leur croissance, vont accumuler et relâcher les métaux sous des formes volatiles dans l'atmosphère, ces métaux étant relâchés sous des formes moins toxiques (Khalid et al, 2017 ; Muthusavaranan et al, 2018).

Des conditions extrêmes pour la restauration : les affleurements rocheux dégradés. Les affleurements rocheux dénudés présentent des conditions très difficiles pour le rétablissement de la végétation dans des projets de restauration. Les conditions biotiques et abiotiques sont hostiles avec une très faible épaisseur de matière organique au sol et des zones de roche nue, en faisant un

très mauvais substrat d'établissement pour la grande majorité des semis de plantes vasculaires. Ces faibles épaisseurs de sol sont plus facilement érodées et lessivées que des sols plus épais, ce qui peut empêcher l'épaississement des sols sur ces affleurements (Asselin et al, 2006). Les conditions microclimatiques des affleurements rocheux sont aussi difficiles pour l'établissement de la végétation avec des conditions xériques très sèches qui sont peu favorables à la plupart des semis de végétaux (Porembski & Barthlott, 2000). La présence de lichens a également un effet antagoniste sur l'installation de plantes vasculaires, ils s'installent préférentiellement aux bryophytes dans des conditions plus sèches et cela peut donc empêcher la végétalisation des affleurements (Sedia & Ehrenfeld, 2003).

Les affleurements rocheux peuvent être présents naturellement sur le territoire autour de Rouyn-Noranda. La région se situe sur le Bouclier Canadien, plus précisément dans l'Abitibi Highland, la partie de l'Abitibi avec plus de relief et donc de pentes où l'on retrouve la majorité des affleurements rocheux naturels de la région. Ils sont principalement issus de l'érosion liée à la fonte des lacs glaciaires qui occupaient la région (Veillette et al, 2005). La raison principale pour laquelle ces affleurements ne se sont pas ou peu végétalisés est liée aux changements des régimes de feux qui ont eu lieu durant les 3000 dernières années (Asselin et al, 2006). Des feux plus sévères et fréquents peuvent complètement faire disparaître la matière organique de certains endroits, les rendant beaucoup plus lents à recoloniser (Perrault-Hébert et al, 2017). Les activités humaines, en particulier les fonderies de métaux, peuvent causer des dégradations et pertes de végétation qui maintiennent ouverts les affleurements rocheux (Dulias, 2016 ; Kozlov & Zvereva, 2007). Avec le temps et la réduction des émissions de métaux lourds et de dioxyde de soufre (Savard et al, 2004), les affleurements dégradés peuvent se régénérer naturellement mais cela peut être très lent (Winterhalder, 2000).

L'intérêt des bryophytes pour la restauration. Dans les hautes latitudes, l'abondance relative des bryophytes et lichens augmente par rapport aux plantes vasculaires, leur rôle écosystémique en devient alors plus important, pouvant contribuer jusqu'à 20% de la productivité de l'écosystème (Turetsky et al. 2010). La résilience des bryophytes aux climats nordiques peut s'expliquer par leur capacité à résister au stress hydrique en adaptant rapidement leur métabolisme pour le mettre au repos, là où les plantes vasculaires ont un mécanisme de résistance actif (Turetsky et al. 2012). Elles ont un rôle pionnier dans la succession végétale (Jones & Henry, 2003), les bryophytes

pionnières peuvent s'installer dans des conditions très hostiles comme après le passage d'un feu et dominer le recouvrement végétal pendant les deux premières années après leur établissement avant d'être remplacées par d'autres mousses et des plantes vasculaires (Guéné-Nanchen et al. 2022). Contrairement à certains lichens (lichens fruticuleux), elles permettent de former un sol riche en matière organique avec de bons taux de minéralisation formant ainsi une litière plus favorable pour les plantes vasculaires et aussi épais que l'horizon organique forestier ce qui permet d'enclencher les processus de succession (Sedia & Ehrenfeld, 2005). Certains types de lichens, comme les lichens crustacés, formant des croûtes biologiques sur la roche, peuvent également avoir un impact positif sur l'établissement d'autres plantes grâce à leur rôle de fixateurs d'azote (Stewart & Sciliano, 2015), mais ces derniers sont moins faciles à récolter et déplacer que des bryophytes. En général, l'ouverture du couvert végétal est accentuée si les conditions sont favorables aux lichens fruticuleux, en revanche, le recrutement de plantes vasculaires et la végétalisation du site est beaucoup plus probable en présence de bryophytes (Gavini et al, 2019 ; Sedia & Ehrenfeld, 2003). Il est donc intéressant d'utiliser les bryophytes dans une approche de restauration des affleurements rocheux par imitation des processus de succession végétale naturelle.

Outre les apports nutritionnels des bryophytes, elles peuvent aussi créer un microenvironnement et servir de protection face aux contraintes météorologiques et climatiques qui sont importantes sur les affleurements (Groeneveld & Rochefort, 2007). Les bryophytes peuvent apporter une protection contre le froid et le gel (Groeneveld & Rochefort, 2005 ; Jeschke & Kiehl, 2008), retenir l'humidité et protéger de la déshydratation (Gornall et al, 2011 ; Sand-Jensen & Hammer, 2012). L'effet de protection contre la déshydratation est cependant amoindri pour des sécheresses longues et intenses (Doxford et al, 2013).

Certaines espèces de bryophytes sont considérées comme des phyto-extracteurs de métaux lourds. C'est le cas de l'espèce qui a été retenue pour ce projet de maîtrise, le cératodon pourpre, *Ceratodon purpureus*, L. (Jules & Shaw, 1994 ; Vukojević et al, 2005). Dans un contexte de contamination des sols aux métaux lourds, ces bryophytes apportent alors une facilitation supplémentaire à l'établissement de graines de plantes vasculaires.

Il faut par contre noter qu'un tapis trop dense de bryophytes pourrait avoir un effet négatif sur la germination et la croissance des plantes vasculaires ; un tapis trop dense crée une barrière entre le sol et les graines, réduit trop fortement l'accès à la lumière et maintient une basse température du

sol. Pour les jeunes plantes en croissance, il peut y avoir compétition pour les ressources en azote (Jeschke & Kiehl, 2008). Beaucoup d'humidité favorise également des tapis de mousses épais (Gornall et al, 2011). Une méthode de restauration employant les bryophytes devrait donc veiller à avoir des ouvertures dans le couvert de bryophytes. Dans une stratégie de restauration il faudrait donc veiller à ne pas trop arroser ou favoriser des conditions trop humides pour éviter un épaissement trop important des tapis de bryophytes. Cependant, ces conditions sont très improbables sur des affleurements rocheux.

Objectifs et Hypothèses. L'objectif principal de ce mémoire était d'évaluer l'efficacité d'une stratégie de végétalisation basée sur l'usage de bryophytes comme substrat de graines pour des affleurements pollués par l'exposition aux métaux lourds. Notre partenaire, la fonderie Horne cherche différentes possibilités pour végétaliser des affleurements rocheux dénudés aux alentours de la ville de Rouyn-Noranda. Notre projet veut donc établir si (i) des bryophytes peuvent faciliter la germination et la survie de graines d'arbres sur des affleurements rocheux et (ii) si elles permettent aux plantules de s'établir malgré une exposition importante aux métaux lourds et à des contraintes abiotiques importantes (e.g vents, absence de sol, pénuries d'eau, exposition en plein soleil).

Nous avons deux hypothèses pour notre étude :

i. Nous avons testé trois traitements de végétalisation, un traitement avec réintroduction de bryophytes, un traitement sans réintroduction (contrôle) et un traitement d'amendement des sols locaux à la chaux comme cela a pu être réalisé à Sudbury. Étant donné les avantages variés que les bryophytes peuvent fournir aux graines et plantules d'arbres (rétention d'eau, formation de litière organique, protection contre le gel et le vent, bioaccumulation de métaux) (Gornall et al, 2011), le succès d'établissement des semis sera meilleur avec le traitement bryophytes qu'avec les deux autres.

ii. Les sites d'affleurements à proximité de la fonderie ont été soumis à une exposition importante au dioxyde de soufre et aux métaux lourds, ce qui engendre un impact négatif sur la germination de graines d'arbres quand ils sont présents dans les sols en trop grande quantité (Ivanov et al, 2016 ; Yang et al, 2010). Malgré un léger effet positif que pourraient conférer les traitements à la chaux (par augmentation du pH) et par la réintroduction de bryophytes (par

absorption des métaux), le succès d'établissement des plantules issus des semis sera moindre pour tous les traitements sur les sites près de la fonderie Horne que les sites éloignés, et ce à cause de l'effet de la pollution aux métaux lourds du sol et de l'utilisation de sols locaux résiduels ou à proximité directe des affleurements pour nos traitements.

1. RESTORATION STRATEGY USING BRYOPHYTES TO PROMOTE TREE ESTABLISHMENT IN MINING-POLLUTED XERIC BARRENS

Felix Gery^a, Marc-André Lemay^a, Annie Desrochers^a, Nicole J. Fenton^b, Miguel M. Girona^{a,c}, Peter Ryser^d, Fabio Gennaretti^a

^aGroupe de Recherche en Écologie de la MRC Abitibi, Institut de Recherche sur les Forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Amos, Canada

^bInstitut de Recherche sur les Forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Canada

^cUniversidad de Huelva, Huelva, Spain

^dLaurentian University, Sudbury, Canada

Author for correspondence: Fabio Gennaretti, fabio.gennaretti@uqat.ca

ORCIDs

Felix Gery

Marc-André Lemay: 0000-0003-2484-8447

Annie Desrochers: 0000-0002-4653-4062

Nicole Fenton: 0000-0002-3782-2361

Miguel M. Girona: 0000-0002-6916-3639

Peter Ryser: 0000-0002-9495-9508

Fabio Gennaretti: 0000-0002-8232-023X

Word counts: Introduction (927), Materials and Methods (1990), Results (1239), Discussion and Conclusion (1178)

Number of figures: 3 (all colour)

Number of tables: 7

Number of supporting information files: 3

1.1 Abstract

Mining activities can lead to the formation of degraded, barren, or metal-contaminated ecosystems. Resource-poor ecosystems such as rocky outcrops with thin soils are more sensitive to degradation and their natural regeneration can be complicated or even impossible due to soil erosion, lack of resources or seed sources, and soil acidification caused by pollution. The aim of our study was to test the effectiveness of a restoration strategy based on mimicking natural succession in the boreal forest by using bryophyte mats to protect and promote the germination and establishment of tree seeds (*Pinus banksiana*, *Betula papyrifera*, *Alnus viridis* ssp. *crispa* and *Thuja occidentalis*). This treatment was compared to a control treatment, where only local soil was used as a substrate transferred on rocky outcrops, and to a liming treatment, commonly used in restoration projects to increase soil pH and reduce heavy metal toxicity. The three treatments were applied to sixty 1x1m units located on five outcrops at different distances from the pollution source, the Horne Smelter located in Rouyn-Noranda (Canada). Each tree species was seeded at a density of 100 seeds·m⁻² on all units. Wind exposure had the most significant negative effect on seedlings survival, potentially masking any negative effects of heavy metal concentration on seedling establishment. Nevertheless, the bryophyte treatment had a positive effect on the establishment success of jack pine seedlings under low wind conditions with a seedling establishment rate of 12.5% compared to 5% and 4% for liming and control treatments, respectively. Our strategy using bryophytes has potential to effectively revegetate rocky outcrops by relying on natural succession processes but must be protected from wind exposure.

1.2 Introduction

Contamination by pollutants associated with the mining industry, particularly smelting, has a negative impact on surrounding ecosystems, often leading to loss of vegetation and soil fertility. The metallurgy and mining industry are among the most important sources of heavy metals and sulfur dioxide (SO₂) worldwide (Csavina et al., 2012; Zwolak et al., 2019). Smelters are known to emit large quantities of heavy metals that ultimately accumulate in nearby water and soil (Zvereva & Kozlov, 2012; Dinis et al., 2021). The concentration of heavy metals originating from smelters found in soil horizons typically decreases with distance from the industrial plant and is usually higher in the direction of prevailing winds (Ettler et al., 2011; Hou et al., 2006). Such metal contamination negatively affects seed germination as well as growth, photosynthesis, and other metabolic processes in plants (Seneviratne et al., 2019). Furthermore, soil acidification due to

sulfur dioxide emissions increases the availability of heavy metals and thus their toxicity to vegetation (Kicińska et al., 2022). Together with other causes of vegetation loss and erosion (such as fires, deforestation, frost damage, etc.), mining pollution can lead to the formation of barren lands without vegetation that requires restoration, especially in resource-limited environments like rocky outcrops (Winterhalder, 1996).

In Rouyn-Noranda and Sudbury (Canada), highly active smelters, among the largest producers of copper and nickel in Canada (Gibson et al., 2000; Saarinen, 1990), have contributed to soil pollution and spatially extensive damages to surrounding vegetation. Choosing the right restoration method can be challenging because it requires a good understanding of the functioning of the ecosystems, their primary state and degraded state. Various restoration methods aimed at improving the establishment of grasses and shrubs have already been tested, such as soil transplantation, fertilizer application, and heavy metal extractions (Muthusavaranan et al., 2018; OBVT, 2014; Peters, 1984; Watkinson et al., 2022; Winterhalder, 1996). In Sudbury, to manage heavy metal pollution, a mixture known as the "Sudbury Restoration Recipe" was used. This mixture included grass and legume seeds, along with the addition of nitrogen-phosphorus-potassium fertilizer (NPK) and lime (Watkinson et al., 2022). Liming is useful in the context of mining pollution because it raises the soil pH, which is generally acidified on bare and sulfur dioxide-exposed land (Savard et al., 2004). Most plants thrive with a pH above 5.5, and many heavy metals are more toxic to vegetation when the pH is more acidic due to their greater bioavailability (Bolan et al., 2003).

When degradation is severe, costly interventionist methods, such as soil transplantation followed by massive tree planting, may be necessary for rehabilitating the degraded ecosystems (Prach et al., 2019). However, the cost of these interventionist methods may not be justified when the natural resilience of the ecosystems is sufficient to ensure ecosystem rehabilitation (Hodačová & Prach, 2003; Hobbs & Cramer, 2008; Holl & Aide, 2011; Kimball et al., 2015). In some cases, we can achieve effective results with more "passive" restoration methods by either protecting natural seedlings from disturbances or sowing seeds on smaller areas to establish seed sources (Martins et al., 2018). Passive restoration can also be more efficient at restoring a more complex biodiversity and vegetation structure than active restoration because it relies on a greater mixture of native species (Crouzeilles et al., 2017; Hodačová & Prach, 2003; Prach & Pyšek, 2001). Passive and

active restoration are not necessarily opposed; the choice of method depends on various factors, including the restoration goal and timeline, available funding, and ecological perspectives. Both strategies can be used simultaneously in a greater restoration framework (Krishnan & Osuri, 2023).

Effective restoration methods can be inspired by natural processes and natural plant succession on degraded resource-limited lands (Prach & Pyšek, 2001). The first stage of recolonization often involves the establishment of lichen and moss mats (Garibotti et al., 2011). Bryophytes are particularly important in boreal environments where their presence is associated with greater biomass production and resilience to climate change (Slate et al, in press; Turetsky et al., 2010). The presence of bryophyte mats can create more favorable conditions for the establishment of vascular plant seeds (Nakamura, 1992). Bryophytes create organic-rich litter where microbial activity and decomposition are greater than under lichen cover (Sedia & Ehrenfeld, 2003; Sedia & Ehrenfeld, 2005). The moss layer also acts as a seed nursery by creating micro-topography and microclimatic conditions that retain water and moisture and reduce temperature variations (Qian et al., 1998). Some moss mats, such as those of *Polytrichum strictum* (Menziés ex Brid.), also significantly reduce the negative impact of frost on vascular plants (Groeneveld & Rochefort, 2005). In a context of heavy metal pollution, some bryophyte species such as *Ceratodon purpureus*, ((Hedw.) Brid.) are effective phyto-extractors capable of resisting and accumulating metals (Jules & Shaw, 1994; Shaw et al, 1991; Vukojević et al., 2005). Consequently, bryophytes have the potential to facilitate the rehabilitation of degraded ecosystems in association with plant species adapted to resource-poor conditions, characterized by high metal concentration, thin soil, and low water availability.

The goal of this study was to propose and test a restoration approach based on natural revegetation processes for rocky outcrops degraded by heavy metal pollution from mining activities. This restoration method uses a bryophyte mat substrate favoring tree seed germination and seedling establishment. The treatment with reintroduced bryophytes was compared to a control treatment (local soil substrate) and a liming treatment (local soil substrate). We hypothesized that the treatment with bryophyte reintroduction to establish a moss carpet would achieve higher revegetation success compared to the others, and that metal exposure closer to the smelter would negatively impact seedling establishment for all treatments.

1.3 Material and methods

1.3.1 Study sites

Our study sites are located around the city of Rouyn-Noranda (N 48°15'; W 79°01'), in the Abitibi-Témiscamingue region of Quebec, Canada. The Horne smelter in Rouyn-Noranda was linked to the Noranda copper mine which was in operation from 1927 to 1976. Today, the smelter is still active in recycling copper and precious metals from electronic components. The region around Rouyn-Noranda lies within the Abitibi greenstone belt, a geological area rich in gold and other minerals, which has led to the establishment of towns in the area (Hathway et al., 2008). The region also lies within the Canadian Shield, a complex geologic area covering a third of North-American landmass and is characterized by shallow soils and numerous natural rocky outcrops related to glacial erosion (Shilts et al, 1987), which, in the absence of disturbances, are colonized by trees resistant to their poor and dry conditions (Asselin et al, 2006). Among the species that can naturally grow on the xeric rocky outcrops, jack pine (*Pinus banksiana*, Lamb.) and paper birch (*Betula papyrifera*, Marshall) are abundant early successional trees (Bergeron & Dubuc, 1988). Eastern white cedar (*Thuja occidentalis*, L.) is a late successional dominant tree on rock substrates (Bergeron, 2000). Another woody plant capable of growing on rocky outcrops is the shrub green alder (*Alnus viridis ssp. crispa*, (Aiton) Turill.) that could also improve soil fertility with its nitrogen-fixing trait (Essery, 2010).

For our study, five rocky outcrops (Fig. 1) were selected to test different restoration methods of recolonization by woody plants. Three sites were close to the Horne smelter and two were more distant (Table 1). Close sites were identified with "C" as first letter and a second letter according to the nearby environment (CS: Close site on Smelter tailing; CF: Close site surrounded by Forest; CC: Close site surrounded by City). The two distant sites were chosen along a west-east axis to observe the potential effect of pollutant transport by the prevailing westerlies. A site was established to the northwest (NW) and a second was established to the southeast (SE) relative to the smelter. All sites were accessible by road and had a barren area large enough to install our experimental units.

Table 1
Characteristics of study sites

Site	Category based on distance from the smelter	Actual distance from the smelter (km)	Nearby ecosystems	Position relative to the smelter
CS	Close	1.8	Mine tailings	North-East
CF	Close	3.2	Jack pine dominated forest	East
CC	Close	2.9	Urban area	South-East
NW	Distant	26.9	Jack pine dominated forest	North-West
SE	Distant	21.1	Jack pine dominated forest	South-East

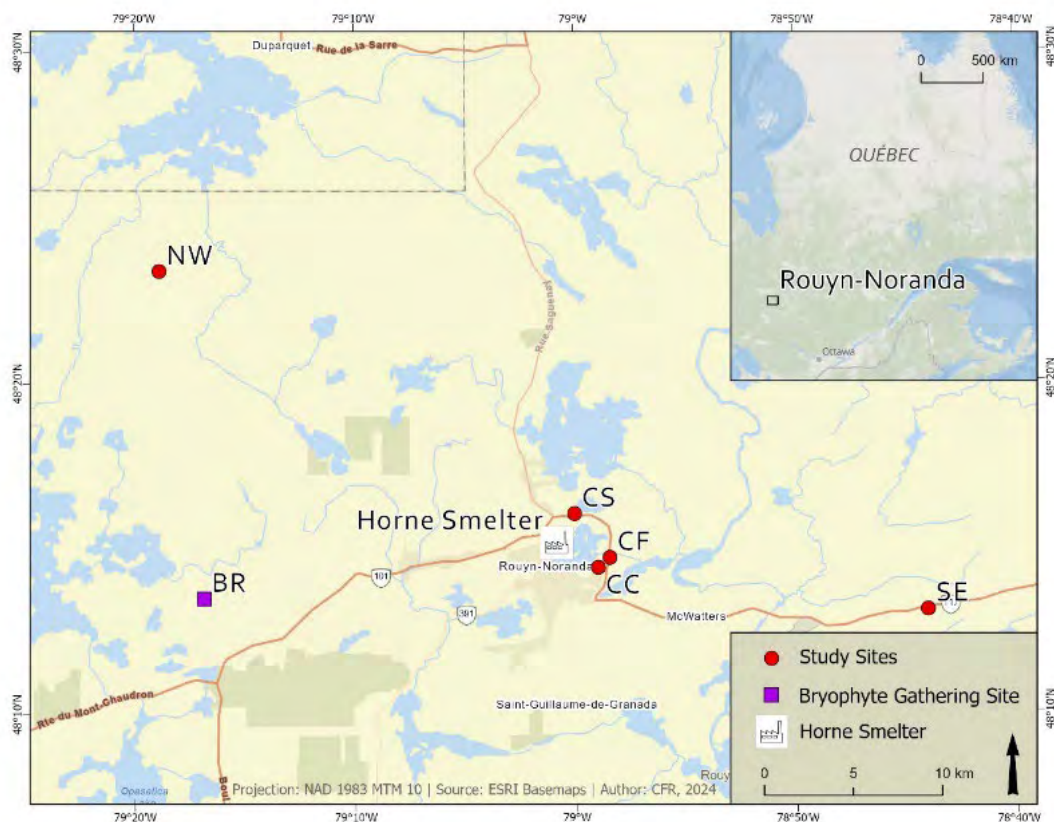


Figure 1
Position of study sites around the Horne smelter in Rouyn-Noranda within Quebec, Canada. The CS site is close to the smelter surrounded by mine tailings, the CF site is close to the smelter and surrounded by forest, the CC site is close to the smelter in the city, the NW site is distant and to the north-west, the SE site is distant and to the south-east. BR, bryophyte gathering site.

1.3.2 Experimental units and treatments

We set up experimental units to test three restoration treatments at each site to promote the establishment of woody plants, with four replications per site for each treatment. Each unit consisted of a 1 m² quadrat built with 105×8×5cm wood planks (Fig. 2). The units were placed in flat areas at the bottom of slopes on each outcrop, where natural colonization would be more likely to occur. All quadrats were filled with a 3 cm thick layer of sand to level the rock outcrops and substrate irregularities. In total, 60 units were installed, and the treatments were evenly distributed among the sites, with treatments randomly assigned to the 12 units within each site, 4 replicates of each 3 treatments (see Fig. S1 for a conceptual drawing of the treatments).

The bryophyte treatment (B) consisted of whole moss mats placed on the sand. The chosen species was *Ceratodon purpureus*, and the mosses were collected with their own soil substrate, a mixture of organic litter and sand (Fig. 2). The mosses were collected from a site near the village Arntfield, southwest of Rouyn-Noranda, 18 km from the smelter (Fig. 1). The second treatment was a control treatment (C) consisting of locally sampled soil around each outcrop site. We used local soil to obtain a gradient of soil contamination in heavy metals across sites. In the C treatment, the collected soil was directly applied to the units to fill a 5 cm layer above the sand layer. The third treatment (L) was a control treatment with soil amendment, where local soil was mixed with lime ($200 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$) before being applied to the units.



Figure 2
Photos of three units treated with one of the three treatments: bryophyte (left), control (center) and liming (right). Photos taken in August 2023.

Once all substrate treatments installed by the end of July 2022, seeds of four tree species were sown (jack pine, paper birch, green alder and eastern white cedar). Seeds were obtained from the National Tree Seed Centre (NTSC) with sources from Quebec or Ontario. The germination rates measured by the NTSC for the seed lots were 76% for jack pine, 95.5% for paper birch, 76.5% for green alder, and 91.5% for eastern white cedar. Bags containing a mix of the four seeds were prepared in advance with 100 seeds of each species. One bag was scattered per experimental unit ($100 \text{ seeds}\cdot\text{m}^{-2}$ for each species). The substrate of the unit was then lightly stirred to bury the seeds and there was no subsequent watering because it rained in the following days. On each unit, the number of germinated seeds was counted after 5 weeks (during the first week of September 2022), and established seedlings were counted again in the beginning of August 2023, thus after 27 weeks of free snow season. The number of seeds that established is our indicator of revegetation success and our response variable in our statistical models.

1.3.3 Site characterization

Eight soil samples were collected at each site in 2022 from the local soil that was used for our treatments to assess soil fertility and contamination, one sample per unit using the local soils. These soil samples were oven-dried at 50°C for 24 hours and sieved to 2 mm for chemical analyses. Ten grams of each soil sample were used to measure pH using a pH meter according to method MA.100 - pH1.1 from the *Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec* (CEAEQ, 2014). To assess the effect of treatments on soil acidity, the pH of each experimental unit was measured again at the end of summer 2023 using the same method as in 2022, but this time with one soil sample (without sand) per unit, for a total of 60 samples. For the 2022 samples, the remaining portion of each soil sample was mixed equally to form composite samples, one for each of the five study sites, which were analyzed for measurements of cation exchange capacity (CEC), carbon/nitrogen ratio (C/N), and metals in the soil. CEC serves as an indicator of the potential fertility of the soil, and the C/N ratio indicates the potential decomposition rate of organic matter. The analyzed metals correspond to the main metals emitted by the Horne smelter and found in the surrounding soils, namely copper (Cu), lead (Pb), and cadmium (Cd) (Dinis et al., 2021). The protocol for CEC measurements was derived from Chapman (1965) and the analysis was conducted at the *Centre Technologique des Résidus Industriels* (CTRI), Rouyn-Noranda, QC, Canada. The metal concentration was analyzed by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). For the C/N ratio, samples of 600 mg were finely ground using a ball mill type MM 301 (Retsch GmbH&co, Haan, Germany), encapsulated in tin capsules, and burned at 1200°C to analyze the combustion gases using a thermal conductivity detector (Vario MAX Cube, Elementar, Langenselbold, Germany). This analysis was performed at the *Laboratoire d'Analyse Agricoles de l'UQAT* in Notre-Dame-du-Nord.

As contamination started decades ago, foliage samples of vegetation naturally present at the study sites were also collected during the summer of 2022 to evaluate pre-existing contamination. Three vegetation layers were sampled: shrubs (*Kalmia angustifolia* and/or *Rhododendron groenlandicum*), herbaceous (*Maianthemum canadense* and/or *Poaceae* spp.), and mosses (*Polytrichum* spp.). The samples were dried in an oven at 37°C for 24 hours, sieved to 2 mm, and then the metal concentration was analyzed by ICP-MS at the CTRI. The analyzed metals were again copper (Cu), lead (Pb), and cadmium (Cd) (Dinis et al., 2021).

In addition to analyses on soils and vegetation, in late August 2023, exposure to wind and sunlight were measured to account for factors that may dampen the success of plant establishment. Anemometers (AN4 Anemometer, Hoskin Scientific, Burnaby, Canada) were placed at each site to measure wind speed over a period of eleven days from August 25 to September 5. Campbell Scientific (Logan, USA) data loggers recorded average wind speed over one-minute intervals from the anemometers. As wind exposure depends on the speed of the highest wind gusts, we used the 95th percentile of the average wind speed values recorded over the eleven-day period in statistical analyses. Sunlight exposure was a metric representing the portion of sunlight not excluded by plants that may naturally be present in the vicinity of the experimental units. It was measured with a photosynthetic active radiation (PAR) sensor for each experimental unit. The sensor used was a Li-Cor Line Quantum Sensor (Lincoln, USA). Measurements were taken for each experimental unit every two hours from 8:00 am to 4:00 pm at approximately 50 cm above each experimental unit on sunny days. For each series of measurements, a reference measurement was taken at the beginning and end of the series in an open space without any cover. Each unique measure was taken twice. The exposure of each experimental unit was then calculated as the average percentage of light received compared to full-light reference measurements of each series.

1.3.4 Statistical analysis

The statistical analyses were conducted using R version 4.3.0 (R Core Team, 2023). Out of the four tree species, only jack pine established sufficiently in our units to encounter assumptions for statistical analysis. We modeled the number of established jack pine seedlings in 2023 (number of established seedlings per square meter unit) using a generalized linear mixed model with a negative binomial distribution since this type of model ensured a consistent residual dispersion and is adapted to count data. The link function for these models is a log function, hence the model predicted the log of the number of seedlings per square meter. The site was included as a random effect in all versions of the model. The effect of wind exposure, sunlight exposure, and metals were not tested simultaneously in the model due to strong correlation among sites (Supplementary Material Table S1). The equation of the model was:

$$y_{i,k} \sim \text{NB}(\mu_{i,k}, \theta) \quad (\text{Eq. 1})$$

$$\log \mu_{i,k} = \beta_0 + \beta_{i,k} + \beta_1 * X_{i,k} + \alpha_k \quad (\text{Eq. 2})$$

Where μ_{ik} is the expected number of seedlings established in the unit i of site k , α_k is the random effect of site k . $\beta_{i,k}$ is the coefficient of fixed effect of the treatment used on unit i from site k (bryophyte, liming or control). β_l is the coefficient of the numeric explanatory variable $X_{i,k}$ (wind exposure, sunlight exposure, or metal concentration). We compared four models: a model where $X_{i,k}$ was the copper concentration in the soil used in the units of site k (mg/kg); a model where $X_{i,k}$ was the wind exposure of site k ; a model where $X_{i,k}$ was the sunlight exposure of unit i from site k ; a model without any numeric explanatory variables and including only the fixed effect of the treatment. Model selection was done using the corrected Akaike information criterion (AICc) (R package lme4; Bates et al, 2015). Additionally, differences in pH after one year between units and differences of sunlight exposure between sites and units were calculated with ANOVA and post-hoc Tukey tests.

1.4 Results

1.4.1 Heavy metal concentration and characterization of our sites

There was a large difference in heavy metal concentration in the soil between two of the sites close of the smelter and the other sites, with metal concentration being 20 to 100 times higher in sites CS and CC than the other sites (Table 2). The soil substrate of the bryophytes and the sand used in our treatments had low metal concentration, similar to the soil at the distant sites (Table S2).

We also measured higher metal content in the local vegetation of the three close sites compared to the distant sites, with concentrations 10 to 200 times higher for lead and copper (Table 3). The vegetation at site CF showed similar high metal concentrations to the other close sites and even higher lead concentration, whereas this CF site had a soil metal content more similar to the distant sites (Table 2). In general, metals were present in greater concentration in the moss layer than in the herbaceous and shrub layer at all sites (Table 3).

Close sites CS and CC were the most exposed to wind, whereas close site CF and distant sites NW and SE were less exposed (Table 2). The sites less exposed to wind were also the ones with a forest cover on the outskirts of the outcrop. Physicochemical characterization of the soils confirmed that sites surrounded by forest (Table 1) had a higher C/N ratio (Table S3) and sites with high heavy metal content in soil (Table 2) had a higher CEC (Table S3). Experimental units of sites surrounded by forest also tended to be less exposed to sunlight (Fig. S2).

Table 2

Heavy metal concentration in the soils (mg/kg) for copper (Cu), lead (Pb) and cadmium (Cd) at the study sites and their wind exposure (m/s; 95th percentile of the average wind speed). For site characteristics, refer to Table 1.

Site	Distance	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Close forest cover	Wind exposure (m/s)
CS	Close	787	281	1.16	No	7.1
CF	Close	37	4	0.33	Yes	0.7
CC	Close	1394	743	2.61	No	4.5
NW	Distant	14	3	0.10	Yes	1.6
SE	Distant	25	7	0.32	Yes	0.6

Table 3
Heavy metal concentration in local vegetation foliage for copper, lead and cadmium at each site. For site characteristics, refer to Table 1.

Site	Distance	Layer	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)
CS	Close	Moss	4549	356	3.88
CF	Close	Moss	2557	1066	11.40
CC	Close	Moss	2975	456	6.65
NW	Distant	Moss	20	25	0.58
SE	Distant	Moss	102	57	1.99
CS	Close	Herbaceous	141	19	4.07
CF	Close	Herbaceous	165	139	4.29
CC	Close	Herbaceous	254	71	1.67
NW	Distant	Herbaceous	4	3	0.33
SE	Distant	Herbaceous	7	6	0.36
CS	Close	Shrub	97	12	2.72
CF	Close	Shrub	294	239	1.80
CC	Close	Shrub	158	73	6.61
NW	Distant	Shrub	1	1	0.53
SE	Distant	Shrub	11	2	0.39

1.4.2 Germination and establishment success

Jack pine established most effectively, with 1655 germinated seeds in 2022 and 429 seedlings established in 2023 across all our sites. On average, the close sites had 3.4 established seedlings

per unit, while the distant sites had 12.8 established seedlings per unit, with an average survival rate of 25% after one year across all our sites (Table 4 and Fig. 3). Units treated with bryophytes had, across all sites, a greater number of germinated jack pine seeds in 2022 and established seedlings in 2023, with a 36.5% survival rate compared to 19.2% and 17.8% for the other treatments (Table 5 and Fig. 3). Conversely, only twelve paper birch seedlings, fourteen green alder seedlings, and no eastern white cedar seedlings were counted on our units one year after implantation across all sites. All treatments resulted in an increase in the pH of the units from 5 to 5.9, with the liming and bryophyte treatments showing a greater increase compared to the control (Fig. S3).

The correlation between the numeric explanatory variables confounding the effect of the treatments was high (wind exposure, sunlight exposure, and metal concentration), ranging from 0.5 to 0.76 (Table S1). Consequently, we did not simultaneously integrate more than one of these variables in our models for plant establishment. Correlations between heavy metal concentrations in soil were very close to 1 for the three studied metals (Cu, Cd, Pb; Table S1). Because there was not a significant difference when interchanging metals in the models, we used copper concentration as copper was extracted by the Noranda Mines copper mine. However, the sites most exposed to wind were also those with the highest soil metal concentrations (Table 2) and the most accurate model used treatment and wind exposure as fixed effects instead of copper concentration (Table 6). The marginal pseudo- R^2 of the selected model was 0.59. The model indicated that the bryophyte treatment had the highest success of seedling establishment compared to liming and control and that wind exposure of the site reduced seedling establishment (Table 7). Predictions obtained with this model showed the significant effect of wind exposure and consequently the effect of treatment only came relevant at low wind speed (Fig. 4). The expected seedling establishment was 38, 15, and 9 under zero wind exposure for the bryophyte, liming, and control treatments, respectively (Fig. 4).

Table 4

Number of jack pine seedlings counted in 2022 and 2023 at each site with their survival ($N_{2023} / N_{2022} * 100$) and establishment rate ($N_{2023} / 1200 \text{ seeds per site} * 100$). For site characteristics, refer to Table 1.

Site	Distance	N of germinated seeds after 3 months	N of established seeds after one year	Survival rate (%)	Establishment rate (%)
CS	Close	62	2	3.2	0.2
CF	Close	329	77	23.4	6.4
CC	Close	74	43	58.1	3.6
NW	Distant	689	141	20.4	11.7
SE	Distant	501	166	33.1	13.8

Table 5

Number of jack pine seedlings counted in 2022 and 2023 for each treatment with their survival ($N_{2023} / N_{2022} * 100$), establishment rate ($N_{2023} / 2000 \text{ seeds per treatment} * 100$).

Treatment	N of germinated seeds after 3 months	N of established seeds after one year	Survival rate (%)	Establishment rate (%)
Bryophyte	679	248	36.5	12.4
Liming	520	100	19.2	5
Control	456	81	17.8	4

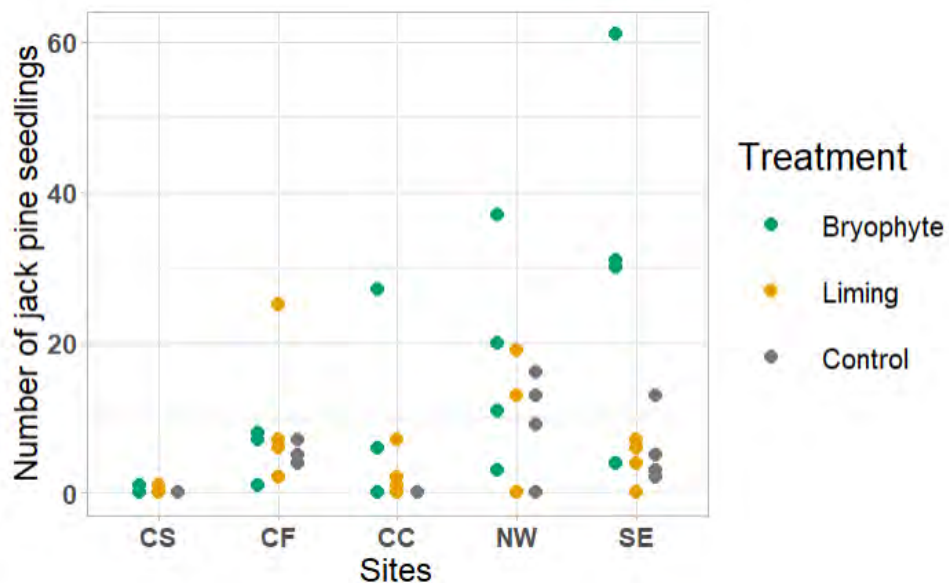


Figure 3

Raw data of the number of jack pine seedlings established in 2023 depending on site and treatment used (four units per treatment per site). For site characteristics, refer to Table 1.

Table 6

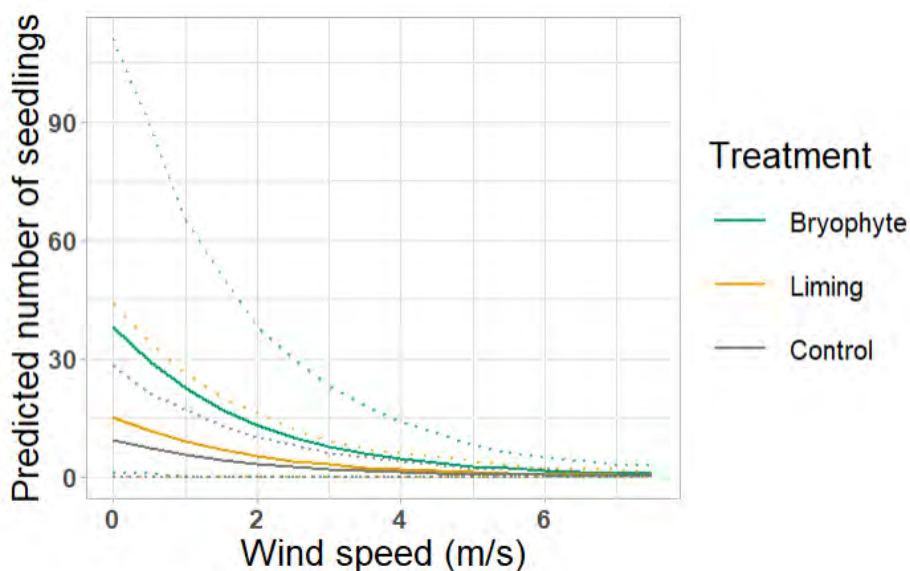
Model comparisons for seedlings establishment. The model formula is given by Eq. 2. AIC_c is corrected Akaike Information Criterion (AIC_c) and K is the number of regression coefficients estimated.

Fixed effects			K	AIC _c	Delta AIC _c	AIC weight
Treatment	+	Wind exposure	6	319.91	0.00	0.97
Treatment	+	Sunlight exposure	6	328.75	8.84	0.01
Treatment			5	329.11	9.20	0.01
Treatment	+	Heavy metal exposure [Cu]	6	329.17	9.26	0.01

Table 7

Estimates and 95% confidence intervals of the fixed effects of the chosen model (treatment and wind exposure compared to bryophyte treatment; note that the model uses a log link function).

Fixed effects	Estimate [confidence interval]
Intercept	3.640 [2.775 ; 4.571]
Liming treatment	-0.930 [-1.761 ; -0.092]
Control treatment	-1.412 [-2.272 ; -0.567]
Wind	-0.532 [-0.815 ; -0.339]

**Figure 4**

Number of established jack pine seedlings per 1m² units predicted by the generalized mixed linear model with treatment and wind exposure as fixed effects. 90% confidence intervals are shown.

1.5 Discussion

Our first hypothesis was that revegetation success would be higher with the transfer of a bryophyte mat on rocky outcrops treatment, which was verified given protected sites against wind. The sunlight exposure of all units ranged from 60 to 90% of potential PAR (Fig. S2), indicating that most experimental units were strongly exposed to sunlight. In this condition and during summer dry periods, units with the bryophyte treatment may have benefitted from the moisture retention granted by bryophytes (Hu et al., 2023). Although this property may be constrained during intense droughts (Doxford et al., 2013), the bryophyte treatment likely protected the seeds from moderately dry episodes, which are frequent on rocky outcrops and sandy substrates. At the end of the winter of 2023, 10 months after seeding, ice needles (or pipkrakes) were observed on several units at some sites. Ice needles cause significant soil erosion, especially on the thin soils of rocky outcrops (Brink et al., 1967; Gatto et al., 2001). Interestingly, ice needles were only observed on liming or control treatment units, while none were observed on the bryophyte treatment. The protective effect of bryophytes against ice needles has been proven effective (Groeneveld & Rochefort, 2005) and may also have contributed to the establishment success of seedlings on the bryophyte substrate. Other bryophyte mat effects, not measured or observed, may have occurred in terms of organic matter contribution and stimulation of microbial activity, which could have provided a better establishment substrate for seedlings (Sedia & Ehrenfeld, 2005). The presence of bryophytes should also have increased the roughness of the soil surface boundary layer, thereby attenuating wind erosion and seedling transpiration for those units. One proven advantage of the liming treatment is the pH elevation, which reduces the availability and toxicity of heavy metals to vegetation (Kicińska et al., 2022). With the bryophyte treatment, a similar increase in substrate pH occurred between 2022 and 2023 (Fig. S3). The liming treatment increased the substrates' pH by 1.1, the bryophyte treatment increased pH by 0.9, and both were more efficient at elevating pH than the control treatment which raised it by only 0.3. This effect from the bryophyte treatment could also have benefited the seedlings.

Our second hypothesis was that exposure to heavy metals would have a negative impact on revegetation success regardless of the treatment applied. To test this hypothesis, we applied our treatments across a gradient of heavy metal concentrations in the soil, located at different distances and orientations from the Horne smelter. The model incorporating wind exposure as an explanatory variable was deemed the best model based on our AICc comparison, whereas the model with heavy

metal exposure was the least accurate, even performing worse than the treatment-only model (Table 6). Thus, the effect of wind exposure appears to have been more decisive than heavy metal concentration on the survival and establishment of the seeded species. The most exposed sites had lower revegetation success than the less exposed sites for all treatments (Tables 2 and 4). The negative impact of wind on seedling survival can be explained by the damage caused by high wind speeds to plants. Dust abrasion damages seeds and adult plants, and the hydric stress caused by high wind exposure reduces plant growth and productivity (Duniway et al., 2019). There is also the possibility that some seeds were carried out of the experimental units by the wind due to the shallow soil cover. Wind speed measured at the sites appeared to be correlated with the area of the barren surface at the outcrops. Indeed, the two sites with higher wind exposure were those without nearby forest cover (Table 2). The wind protection offered by forest cover could therefore be relevant in a restoration context (Gardiner et al., 2016).

An element that complicates the interpretation of the results is the correlation between wind speed and heavy metal concentration at our study sites, which could obscure a potential effect of heavy metals. It is difficult to find exact toxicity thresholds for heavy metals. This depends on the tolerance of the studied plant species and on the fraction of metals that is actually available for assimilation (Ghori et al., 2019). Copper concentrations in polluted soils in Sudbury ranged from 200 to 2000 mg/kg near copper emission sources (Adamo et al., 2002; Dudka et al., 1996). Our copper concentrations in the soil for the two sites with the lowest revegetation success were similar to those found in Sudbury (1394 and 787 mg/kg), so we can expect similar impacts on vegetation. Similarly, for lead, effects on plant roots can be visible starting at 10 mg/kg (Sharma & Dubey, 2005), which is far below the values measured at our close sites (Table 2). Another factor to consider for metal availability in the long term is the potential presence of existing vegetation near the site. Site CF (surrounded by forest), theoretically exposed to heavy metals in the same way as the other sites close to the smelter, had much lower metal concentrations (Table 2). This site characteristic may have facilitated seed establishment at this site compared to the other nearby sites. However, the metal content in the pre-existing local vegetation of site CF was among the highest recorded at our sites (Table 3). Since heavy metals can bioaccumulate in vegetation (Wang et al., 2019), a large portion of the metals may have been transferred to the vegetation at this site, especially considering the presence of nearby forest cover. Another factor that could reduce the effect of heavy metal concentration in our study is the short duration of the experiment. While wind

exposure may have had immediate effects on our seeds and seedlings, metal exposure is an accumulative process that depends on the availability and quantity of metals over time (Filipović-Trajković et al., 2012). Therefore, the effect of metal exposure is likely to become more significant longer after the inception of the revegetation strategy.

1.6 Conclusion

We tested a restoration method for rocky outcrops based on mimicking natural succession by using bryophyte mats as seed protection on sites exposed to mining pollution from a copper smelter. After one year, almost only jack pine seedlings grew on our units. Among the three treatments (bryophyte, liming, and control), the bryophyte treatment had the best survival and establishment rates for seedlings after one year. This observation was confirmed by the model selection that retained the treatment and wind exposure as fixed effects. Wind negatively impacted the establishment success of all tested treatments and appeared to be more decisive than the effect of heavy metals. However, due to strong correlation between wind and metal exposure, we cannot rule out a potential effect of heavy metals on establishment success, especially considering the high metal concentrations in the soils and vegetation of sites near to the smelter. The results of the bryophyte treatment were promising after one year of experimentation, but to study its effectiveness for restoration purposes, long-term monitoring of our units is necessary. The proposed bryophyte treatment could also complement more traditional restoration methods to enhance seedling establishment and promote recovery and biodiversity of restored lands.

1.7 Fundings

The research was funded by the REGENERE Institutional Research Chair UQAT-Horne smelter and by the FRQNT (*Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies*) Joint Research Program on Sustainable Development of the Mining Sector. The research was also supported by the Canadian Research Chair in dendroecology and dendroclimatology (CRC-2021-00368), the CRSNG-UQAT Industrial Chair in Silviculture and Wood Production, and the CRSNG-UQAT industrial chair on biodiversity in a mining context.

1.8 Acknowledgements

We acknowledge the contribution of the following technicians, students and field assistants: Daniele Barbetta, Marie-Sophie Roy, Erica Andeson, Daphnée Jacob, Marie-Anne Michaud

Valcourt, Elsa Dejoie, Gideon Oloruntobi Olugbadieye and Lucie Barbier. We also acknowledge the help of the National Tree Seed Centre for providing seeds for our study.

1.9 Competing interests

The authors declare no competing interests.

1.10 Author contributions

The initial concept was conceived by FabioG, AD and NF. FelixG installed the sites, collected the data with the help of field assistants and processed and produced the results with the help of MAL and FabioG. All authors supported in data interpretation and contributed to the revision of the paper.

1.11 Data availability

All data used are available in supporting information (dataset S1 at experimental unit level and dataset S2 for wind speed).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Ce projet de recherche avait pour objectif d'évaluer l'efficacité d'une stratégie de restauration de sites d'affleurements rocheux dégradés par les activités minières, en particulier les fonderies. Cette stratégie se reposait sur l'imitation de la succession végétale naturelle en utilisant des bryophytes comme substrat de germination pour des semis de graines d'arbres. Ce traitement a été comparé à un traitement contrôle avec du sol local comme substrat et un traitement de chaulage similaire au contrôle mais avec amendement du sol local à la chaux. Ces trois traitements ont été appliqués à des unités sur cinq sites d'affleurement, trois proches de la source de pollution et deux éloignés. Quatre espèces d'arbres ont été semées sur les unités à la même densité de 100 graines.m⁻². Nous avons mesuré le succès de végétalisation après un an d'expérience avec la survie et l'établissement des semis. Des mesures de la teneur en métaux lourds du sol et de la végétation locale des sites ont été faites pour évaluer l'impact de l'exposition aux métaux liés à l'activité minière. Les caractéristiques physico-chimiques des sols locaux (pH, CEC, ratio C/N) et les conditions météo des sites (exposition au vent et au soleil) ont aussi été mesurées.

Nos résultats ont démontré un meilleur succès d'établissement avec le traitement bryophytes qu'avec les deux autres traitements en l'absence de forte exposition au vent. Des quatre espèces semées, seul le pin gris (*Pinus banksiana*) s'est établi en grande quantité sur nos unités et a donc été utilisé pour les analyses statistiques. A partir de nos observations, un modèle linéaire mixte généralisé (avec lien par loi binomiale négative) a été réalisé. Les coefficients de notre modèle étaient significatifs et nous avons retrouvé les mêmes tendances dans les prédictions du modèle malgré des marges d'erreur trop larges. L'établissement moyen était plus élevé pour le traitement bryophyte en absence de vent avec 38 plantules établis par unité (intervalle de confiance [0 ; 143]), 15 [0 ; 54] plantules pour le traitement chaux et 9 [0 ; 33] plantules pour le traitement contrôle. Le succès d'établissement pour tous les traitements était impacté négativement plutôt par l'exposition au vent que par l'exposition aux métaux. Les sites les plus exposés au vent sont ceux où l'on a eu le succès d'établissement le plus faible.

Notre étude a permis de montrer que l'usage de bryophytes pouvait être envisageable pour la restauration d'affleurements rocheux, au même titre qu'une méthode plus classique de déplacement de sol et amendement à la chaux. Un grand nombre d'espèces de bryophytes sont reconnues comme des espèces pionnières qui facilitent l'établissement des plantes vasculaires (Garibotti et al, 2011 ;

Nakamura, 1992). Cette facilitation se fait par plusieurs facteurs, en premier lieu l'apport de matière organique et la stimulation de l'activité microbienne des sols qui est améliorée par la présence de bryophytes (Sedia & Ehrenfeld, 2003). L'analyse du ratio C/N des substrats utilisés pour notre expérience nous a montré que le substrat du traitement bryophyte (BR) était similaire aux substrats prélevés avec un couvert forestier proche et se trouvait dans la fourchette basse des valeurs de ratio C/N des forêts boréales et tempérées de l'est du Canada (Marty et al, 2017). Ainsi nous pouvons confirmer que le substrat bryophyte permet une activité microbienne similaire à des substrats de sols forestiers plus favorables à l'établissement des semis d'arbres que les substrats des sites d'affleurements dénudés qui ont un ratio C/N bien plus bas. Les bryophytes apportent aussi un microclimat et une protection aux semis contre les aléas météorologiques (Qian et al, 1998). Les semis sont ainsi protégés contre la sécheresse, les fortes variations de température et le gel. Nous avons pu constater l'efficacité des bryophytes dans la protection contre le gel (Groeneveld & Rochefort, 2005) puisque nous avons observé des aiguilles de glaces sur les unités des traitements de chaulage et contrôle mais aucune sur les unités du traitement bryophyte du même site. Une amélioration du pH, constatée également pour le traitement de chaulage, a eu lieu après un an avec le traitement bryophyte, partant d'un pH acide entre 4,5 et 5,5 pour augmenter vers un pH entre 5 et 7 ; l'augmentation du pH des sols a pu permettre de réduire la toxicité des métaux lourds et de manière générale de donner des meilleures conditions pour la croissance des végétaux (Bolan et al, 2003).

Nous avons constaté que la protection micro-topographique des tapis de mousse n'était pas suffisante pour protéger les semis du vent. Les fortes vitesses de vent peuvent en effet avoir des effets négatifs sur la croissance végétale, l'abrasion de poussières soufflées occasionne des dégâts physiques aux tiges et feuilles. Le stress lié au vent augmente la transpiration des plantules ce qui induit un stress hydrique qui peut limiter leur croissance et leur survie (Cleugh et al, 1998 ; Gardiner et al, 2016). Il est aussi possible que le vent ait soufflé des graines hors des unités expérimentales. Nos résultats montraient un effet plus important de l'effet du vent par rapport à celui des métaux lourds, cependant, la corrélation entre ces deux variables dans nos données peut expliquer la difficulté à démontrer l'effet des métaux par notre modèle. Les métaux lourds sont connus comme ayant des effets délétères sur la végétation lorsqu'ils sont en trop grande quantité dans le milieu et les teneurs en métaux des sols sur les affleurements dénudés proches de la fonderie étaient similaires à ceux de Sudbury où l'impact des métaux est avéré (Adamo et al., 2002 ; Dudka et al.,

1996). Dans notre étude nous avons donc pu mettre en évidence que l'impact de l'exposition au vent était déterminant dans le succès de restauration de sites d'affleurements pollués par l'activité minière, au moins autant si ce n'est plus que l'exposition aux métaux lourds.

Limites de notre étude et perspectives. *Durée de l'expérimentation.* Nos résultats ont permis de montrer l'efficacité de la stratégie utilisant les bryophytes pour favoriser l'établissement de graines d'arbres, d'autant que l'exposition au vent n'est pas trop élevée. Cependant notre expérience n'a duré que deux saisons de croissance, ce qui est une durée trop courte pour valider cette stratégie en tant que stratégie de restauration efficace (Ruiz-Jaen & Aide, 2005). Les unités ayant été laissées sur place, nous recommandons donc un suivi dans les années à suivre pour vérifier si le traitement bryophyte se maintient dans le temps où s'il nécessiterait de l'entretien. L'objectif de notre stratégie aux bryophytes était aussi d'imiter la succession naturelle pour végétaliser à moindre coût et favoriser la biodiversité de l'écosystème restauré. Il serait donc aussi utile après quelques années d'évaluer la biodiversité des unités avec le traitement bryophyte et de la comparer aux unités avec les traitements chauds et contrôle pour voir si notre stratégie permet en effet d'améliorer la biodiversité par rapport à d'autres méthodes.

Protocole expérimental. Parmi toutes les espèces semées, seul le pin gris a germé en grandes quantités, le bouleau à papier a légèrement germé, l'aulne crispé et le cèdre occidental n'ont pas germé. Pour le cèdre, cela peut s'expliquer car il s'agit d'un arbre naturellement présent sur les affleurements rocheux mais seulement en fin de succession (Archambault et Bergeron, 1992). De même il est logique que le pin gris ait bien germé car les conditions des affleurements lui sont favorables avec une exposition à la lumière et la chaleur, il s'adapte aussi facilement aux substrats pauvres et xériques (Bergeron & Dubue, 1988). Pour notre expérience nous avons déposé un fond de sable d'environ 3cm sur toutes les unités, un substrat qui est plus optimal pour le thuya ou le bouleau (Henneb et al, 2020), mieux prévoir le type de sol pour qu'il soit adapté aux espèces semées pourrait alors permettre un meilleur succès d'établissement des graines. Les graines d'aulne et de bouleau sont aussi des graines moins grosses et résistantes que les graines de pin gris, en semant ces deux espèces à la densité de 100 graines/m² comme le pin gris, elles ont donc moins de chance de donner autant de plantules vivantes après un an. Cela souligne l'importance de bien sélectionner les espèces utilisées dans un projet de restauration et de bien prévoir un substrat et un protocole adapté à chaque espèce plutôt qu'une méthode uniforme pour toutes.

Le traitement à la chaux n'était pas la version la plus efficace de cette méthode, les projets de restauration de Sudbury utilisaient, en plus de la chaux, du fertilisant et des semis de graminées et légumineuses avec le mélange « Sudbury Restoration Recipe » (Winterhalder, 2000). En utilisant un traitement similaire à ceux-ci, la différence entre le traitement bryophyte et le traitement chaux dans nos résultats aurait pu ne pas être visible ou être à l'avantage du traitement chaux, mais cela n'enlève rien à l'efficacité du traitement bryophyte comparativement au traitement contrôle.

Corrélation vent/métaux et impact négatif du vent. Dans nos sites d'étude, nous avons une forte corrélation entre les sites les plus exposés au vent qui étaient aussi les plus exposés aux métaux lourds. Nous pouvons quand même témoigner de l'importance des contraintes météorologiques aux sites à restaurer, contraintes qu'il faudrait maîtriser pour assurer un meilleur succès de restauration. Nos résultats ont montré un effet significatif de l'exposition au vent et non-significatif de l'exposition aux métaux lourds, mais il est possible que l'effet des métaux lourds soit caché ou sous-estimé par cette corrélation. Les concentrations de Cu dans le sol sont proches de celles des sites très pollués de référence à Sudbury ou en Finlande (Winterhalder, 2000 ; Kiikkilä, 2002) où l'impact des métaux sur la végétation est avéré. Si notre expérience devait être répétée à l'avenir, il faudrait choisir les sites en prenant en compte l'exposition au vent pour effacer cette corrélation, ou installer des protections contre le vent autour des unités.

Si le traitement bryophyte est plus efficace que les autres traitements à vitesse de vent nulle, les différences entre les traitements s'effacent avec l'augmentation de l'exposition au vent pour se rapprocher d'un succès nul (voir Fig.3). Cela limite l'usage de notre stratégie dans les affleurements très exposés au vent, donc généralement les affleurements très dénudés sur de grandes surfaces et n'ayant plus de couvert forestier à proximité pour atténuer la vitesse du vent. Or les affleurements dégradés par les activités minières vont souvent être fortement dénudés sur de grandes surfaces. Pour que notre stratégie de végétalisation soit adaptée à ces conditions, il faudrait y apporter des modifications comme l'ajout de structures de protection contre le vent, ce qui a pu donner des résultats positifs comme par exemple dans les expériences autour de la fonderie de la péninsule de Kola en Russie (Kozlov & Haukioja, 1999). Le traitement bryophyte pourrait aussi être utilisé en méthode complémentaire aux méthodes plus classiques, avec la plantation de jeunes arbres, on pourrait apporter une protection contre le vent pour des tapis de bryophytes et des semis installés à proximité.

Implications. Dans cette étude, nous avons testé le rôle pionnier des bryophytes dans la succession secondaire en milieu boréal et ainsi vérifier l'intérêt d'utiliser des bryophytes en restauration. Actuellement les bryophytes ne sont pas utilisées en restauration, il est beaucoup plus courant de semer ou planter directement des plantes vasculaires avec du fertilisant. Notre méthode employant des bryophytes était efficace pour favoriser l'établissement de semis de graines d'arbres sans apport supplémentaire d'engrais. Cette méthode de restauration passive à bas coût pourrait être utilisée pour relancer ou accompagner des successions secondaires naturelles sur des sites à restaurer. Nous avons également vérifié l'importance de bien sélectionner les espèces d'arbre à utiliser pour la restauration. Dans le contexte spécifique des affleurements rocheux dégradés en forêt boréale, nous pouvons confirmer que le pin gris était l'espèce la plus adaptée à notre protocole utilisant un substrat de sable (Bergeron & Dubue, 1988). L'aulne et le bouleau restent intéressants à semer sur les affleurements mais devraient être semés à une densité supérieure à 100 graines/m² pour donner de bons résultats.

Nous avons testé cette méthode dans des conditions extrêmes d'affleurements rocheux dégradés (absence de sol, pollution aux métaux lourds, exposition au vent et à la sécheresse) et nous avons vérifié la nécessité de maîtriser le vent pour permettre le succès de notre méthode de restauration employant des bryophytes. Un couvert forestier proche permet de protéger les strates inférieures du vent (Gardiner et al, 2016). Nous avons en effet observé que sur les affleurements enclavés en forêt, le vent soufflait beaucoup moins fort et avait ainsi moins d'impact sur notre méthode. Nous recommandons donc d'adapter notre méthode pour la restauration de sites exposés au vent, par exemple par l'installation de protections physiques contre le vent durant les premières années d'établissement des semis. Cette méthode étant peu coûteuse, elle pourrait être combinée à d'autres méthodes de restauration plus classiques. La dichotomie entre méthodes passives et actives n'a pas forcément lieu d'être dans des projets de restauration où elles peuvent être utilisées conjointement dans un cadre plus large de restauration (Krishnan & Osuri, 2023). La plantation d'arbres par patches peut déjà être une méthode de reboisement moins coûteuse que le reboisement massif (Martins et al, 2018), notre méthode pourrait très bien s'utiliser conjointement à ce genre de plantation qui procurerait un couvert de protection face au vent. Pour l'appliquer sur de plus grandes surfaces, il ne serait pas forcément nécessaire d'importer autant de densité de bryophytes que ce qui a été réalisé dans cette étude, quand les espèces sont adaptées aux conditions des affleurements, on peut

répandre des fragments de tapis de mousses qui vont ensuite s'étendre naturellement (Groeneveld & Rochefort, 2007).

ANNEXE A – SUPPLEMENTARY FIGURES AND TABLES

Table S1

Correlation between continuous explanatory variables of our models. Wind: Wind exposure (m/s); Sun: % of full-light received by units compared to a reference measure; Cu soil: concentration of copper in local soils (mg/kg); Pb soil: concentration of lead in local soils (mg/kg); Cd soil: concentration of cadmium in local soils (mg/kg)

Variable	Wind	Sun	Cu soil	Pb soil	Cd soil
Wind	1.000				
Sun	0.628	1.000			
Cu soil	0.766	0.563	1.000		
Pb soil	0.644	0.500	0.984	1.000	
Cd soil	0.639	0.496	0.983	0.996	1.000

Table S2

Heavy metals concentration (in mg/kg) for copper, lead and cadmium in the soil substrate of the bryophytes and the sand used in our treatments. BR bryophyte collecting sites, S1 main sand pick-up site, S2 secondary sand pick-up site only used for site NW.

Site	Km	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)
BR	Distant	15.5	3.3	0.05
S1	Distant	2.8	4.4	0.06
S2	Distant	3.4	3.9	0.09

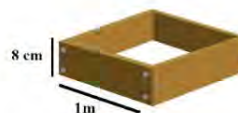
Table S3

C/N ratio and CEC (cation exchange capacity) (in mEq/100g) in soil for our study sites (white) and bryophyte and sand pick-up sites (grey). BR bryophyte collecting sites, S1 main sand pick-up site, S2 secondary sand pick-up site only used for site NW. For the characteristics of the experimental sites, refer to Table 1.

Site	Km	C/N ratio	CEC (mEq/100g)
CS	Close	5.204	16.5
CF	Close	19.472	3.23
CC	Close	13.41	25.7
NW	Distant	23.017	9.84
SE	Distant	15.871	8.47
BR	Distant	17.269	5.25
S1	Distant	15.05	0.05
S2	Distant	0.59	0.49

**5 sites x 3 treatments x 4 replicates = 60
experimental units**

Experimental units : 1 m² quadrats built with 4 wood planks thick of 5 cm assembled on site. Set up in outcrops pits



3 Treatments :

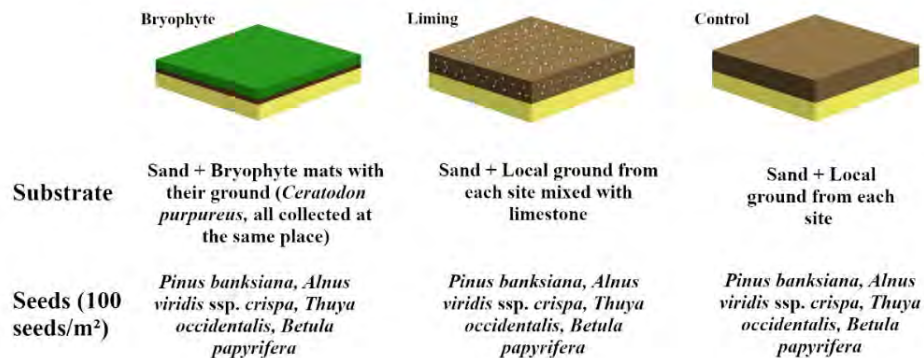


Figure S1
Conceptual drawing of the experimental units and the treatments applied.

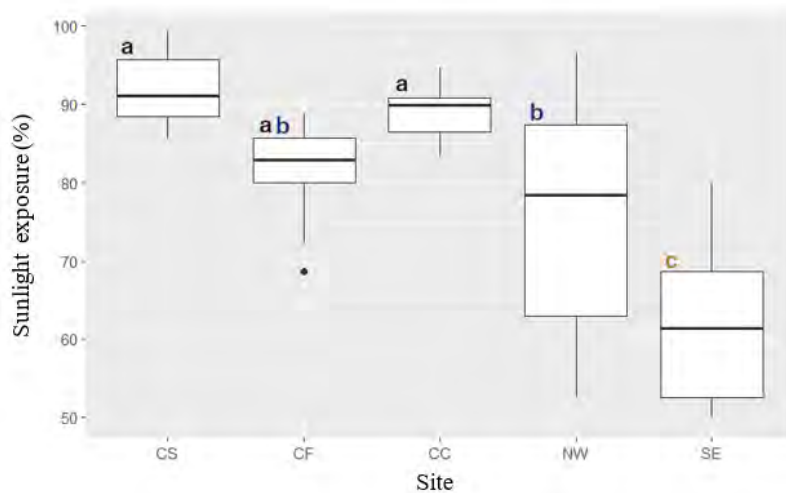


Figure S2
Exposure to sunlight of experimental units at our study sites (in % of a full light reference measure). For the characteristics of the experimental sites refer to Table 1.

As we expected given the random attribution of treatments to units inside each site, ANOVA tests did not show significant difference in sun exposure between our treatments ($F=0.403$, $Pr=0.671$), neither for the treatment-site interaction ($F=0.488$, $Pr=0.859$). But there was a significant difference among sites ($F=19.212$, $Pr=2.8e^{-9}$). A post-hoc Tukey test showed no sunlight exposure difference between the three close sites. Close site CF was also not different from distant site NW and units from distant site SE were significantly less exposed to sunlight than those on other sites. For site characteristics, refer to Table 1.

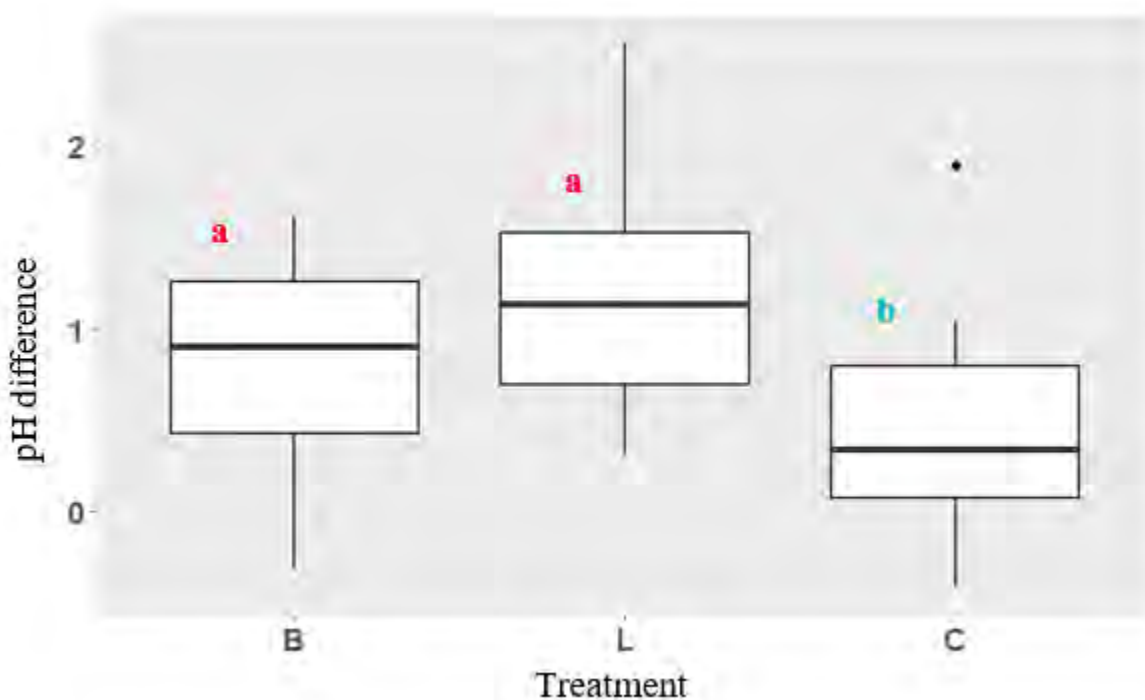


Figure S3
pH difference between the start of the experiment in 2022 and one year later in 2023, depending on treatment used. B = Bryophyte treatment, L = Liming treatment, C = Control treatment.

pH measure in 2022 range between 4.5 and 5.5, which is very acidic. After application of treatments, pH was measured again in 2023. Liming treatment had the expected effect of raising pH and we observed pH values ranging between 5 and 7 in 2023. Liming treatment did not raise pH more than bryophyte treatment but both treatments raised it more than control treatment.

LISTE DE RÉFÉRENCES

- Adamo, P., Dudka, S., Wilson, M. J., & McHardy, W. J. (2002). Distribution of trace elements in soils from the Sudbury smelting area (Ontario, Canada). *Water, Air, and Soil Pollution*, 137, 95-116.
- Ahsan, N., Lee, D. G., Lee, S. H., Kang, K. Y., Lee, J. J., Kim, P. J., ... & Lee, B. H. (2007). Excess copper induced physiological and proteomic changes in germinating rice seeds. *Chemosphere*, 67(6), 1182-1193.
- Alva, A. K., Huang, B., & Paramasivam, S. (2000). Soil pH affects copper fractionation and phytotoxicity. *Soil Science Society of America Journal*, 64(3), 955-962.
- Archambault, S., & Bergeron, Y. (1992). Discovery of a living 900 year-old northern white cedar, *Thuja occidentalis*, in northwestern Québec. *Canadian field-naturalist. Ottawa ON*, 106(2), 192-195.
- Arneeth, A., Olsson, L., Cowie, A., Erb, K. H., Hurlbert, M., Kurz, W. A., ... & Rounsevell, M. D. (2021). Restoring degraded lands. *Annual Review of Environment and Resources*, 46, 569-599.
- Asselin, H., Belleau, A., & Bergeron, Y. (2006). Factors responsible for the co-occurrence of forested and unforested rock outcrops in the boreal forest. *Landscape Ecology*, 21(2), 271-280.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Bergeron, Y., & Dubue, M. (1988). Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetatio*, 79, 51-63. <https://doi.org/10.1007/BF00044848>
- Bergeron, Y. (2000). Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology*, 81(6), 1500-1516.
- Birch, J. C., Newton, A. C., Aquino, C. A., Cantarello, E., Echeverría, C., Kitzberger, T., ... & Garavito, N. T. (2010). Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(50), 21925-21930.
- Bolan, N. S., Adriano, D. C., & Curtin, D. (2003). Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy*, 215-272.
- Bonham-Carter, G. F., Henderson, P. J., Kliza, D. A., & Kettles, I. M. (2006). Comparison of metal distributions in snow, peat, lakes and humus around a Cu smelter in western Quebec, Canada. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 6(2-3), 2-3.

- Branson, J. L., & Ammons, J. T. (2004). Case history of a copper mine tailings pond reclamation in Ducktown, Tennessee. *Proceedings America Society of Mining and Reclamation*, 201-228.
- Brink, V. C., Pearce, D. G., Mackay, J. R., & Freyman, S. (1967). Needle ice and seedling establishment in southwestern British Columbia. *Canadian Journal of Plant Science*, 47(2), 135-139.
- Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec. Détermination du pH : méthode électrométrique, MA. 100 – pH 1.1, Rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, 2014, 11 p.
<https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/ma100ph11.pdf>
- Chapman, H. D. (1965). Cation-exchange capacity. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, 9, 891-901.
- Cleugh, H. A., Miller, J. M., & Böhm, M. (1998). Direct mechanical effects of wind on crops. *Agroforestry Systems*, 41, 85-112.
- Clewell, A., Aronson, J., & Winterhalder, K. (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. 2, 206-207. https://www.ctahr.hawaii.edu/littonc/PDFs/682_SERPrimer.pdf [Accessed April 16, 2024].
- Crouzeilles, R., Ferreira, M. S., Chazdon, R. L., Lindenmayer, D. B., Sansevero, J. B., Monteiro, L., ... & Strassburg, B. B. (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*, 3(11), e1701345.
- Csavina, J., Field, J., Taylor, M. P., Gao, S., Landázuri, A., Betterton, E. A., & Sáez, A. E. (2012). A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Science of the Total Environment*, 433, 58-73.
- Darricau, L., Elghali, A., Martel, P., & Benzaazoua, M. (2021). Evaluation of the anthropogenic metal pollution at Osisko lake: Sediments characterization for reclamation purposes. *Applied Sciences*, 11(5), 2298.
- Dellisanti, F., Rossi, P. L., & Valdrè, G. (2009). In-field remediation of tons of heavy metal-rich waste by Joule heating vitrification. *International Journal of Mineral Processing*, 93(3-4), 239-245.
- Derakhshan Nejad, Z., Jung, M. C., & Kim, K. H. (2018). Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. *Environmental Geochemistry and Health*, 40, 927-953.
- 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.

- Doxford, S. W., Ooi, M. K., & Freckleton, R. P. (2013). Spatial and temporal variability in positive and negative plant–bryophyte interactions along a latitudinal gradient. *Journal of Ecology*, *101*(2), 465-474.
- Dudka, S., Ponce-Hernandez, R., Tate, G., & Hutchinson, T. C. (1996). Forms of Cu, Ni, and Zn in soils of Sudbury, Ontario and the metal concentrations in plants. *Water, Air, and Soil Pollution*, *90*, 531-542.
- Dulias, R. (2016). The impact of mining on the landscape. A Study of the Upper Silesian Coal Basin in Poland; *Environmental Science and Engineering*. Springer International Publishing, Cham.
- Duniway, M. C., Pfennigwerth, A. A., Fick, S. E., Nauman, T. W., Belnap, J., & Barger, N. N. (2019). Wind erosion and dust from US drylands: a review of causes, consequences, and solutions in a changing world. *Ecosphere*, *10*(3), e02650.
- Environment Canada. (2002). Precursor contributions to ambient fine particulate matter in Canada. A report by the Meteorological Service of Canada [Online]. Available at http://www.msc-smc.ec.gc.ca/saib/smog/pm_full/pm2_5_full_summary_e.cfm (verified 1 Oct.2003). Environment Canada, Gatineau, QC.
- Essery, E. (2010). The Role of *Alnus viridis* ssp. *crispa* (Ait.) Pursh (green alder) in Boreal Jack Pine Forests in Southeastern Manitoba. [Master's thesis, University of Manitoba]. FGS – Electronic Theses and Practica. <http://hdl.handle.net/1993/3950>
- Ettler, V., Mihaljevič, M., Kříbek, B., Majer, V., & Šebek, O. (2011). Tracing the spatial distribution and mobility of metal/metalloid contaminants in Oxisols in the vicinity of the Nkana copper smelter, Copperbelt province, Zambia. *Geoderma*, *164*(1-2), 73-84.
- Ettler, V. (2016). Soil contamination near non-ferrous metal smelters: A review. *Applied Geochemistry*, *64*, 56-74.
- Fernandes, J. C., & Henriques, F. S. (1991). Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants. *The Botanical Review*, *57*, 246-273.
- Filipović-Trajković, R., Ilić, Z. S., Šunić, L., & Andjelković, S. (2012). The potential of different plant species for heavy metals accumulation and distribution. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, *10*(1), 959-964.
- Fitzsimons, J. A., & Michael, D. R. (2017). Rocky outcrops: a hard road in the conservation of critical habitats. *Biological Conservation*, *211*, 36-44.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., ... & Dixon, K. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, *27*(S1), S1-S46.
- Gardiner, B., Berry, P., & Moulia, B. (2016). Wind impacts on plant growth, mechanics and damage. *Plant Science*, *245*, 94-118.

- Garibotti, I. A., Pissolito, C. I., & Villalba, R. (2011). Vegetation development on deglaciated rock outcrops from Glaciar Frías, Argentina. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 43(1), 35-45.
- Garmestani, A. S., & Benson, M. H. (2013). A framework for resilience-based governance of social-ecological systems. *Ecology and Society*, 18(1).
- Gatto, L.W., Halvorson, J.J., McCool, D.K., Palazzo, A.J. (2001). Effects of Freeze-Thaw Cycling On Soil Erosion. In: Harmon, R.S., Doe, W.W. (eds). *Landscape Erosion and Evolution Modeling*. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0575-4_3
- Gavini, S. S., Suárez, G. M., Ezcurra, C., & Aizen, M. A. (2019). Facilitation of vascular plants by cushion mosses in high-Andean communities. *Alpine Botany*, 129(2), 137-148.
- Ghori, N. H., Ghori, T., Hayat, M. Q., Imadi, S. R., Gul, A., Altay, V., & Ozturk, M. (2019). Heavy metal stress and responses in plants. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 1807-1828.
- Gibson, H. L., Kerr, D. J., & Cattalani, S. (2000). The Horne mine: Geology, history, influence on genetic models, and a comparison to the Kidd Creek mine. *Exploration and Mining Geology*, 9(2), 91-111.
- Gornall, J. L., Woodin, S. J., Jónsdóttir, I. S., & van der Wal, R. (2011). Balancing positive and negative plant interactions: how mosses structure vascular plant communities. *Oecologia*, 166, 769-782.
- Groeneveld, E., & Rochefort, L. (2005). *Polytrichum strictum* as a solution to frost heaving in disturbed ecosystems: a case study with milled peatlands. *Restoration Ecology*, 13(1), 74-82.
- Groeneveld, E. V., Masse, A., & Rochefort, L. (2007). *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. *Restoration Ecology*, 15(4), 709-719.
- Guêné-Nanchen, M., LeBlanc, M. C., & Rochefort, L. (2022). Post-fire peatland vegetation recovery: a case study in open rich fens of the Canadian boreal forest. *Botany*, 100(5), 435-447.
- Haider, F. U., Liqun, C., Coulter, J. A., Cheema, S. A., Wu, J., Zhang, R. & Farooq, M. (2021). Cadmium toxicity in plants: Impacts and remediation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211, 111887.
- Hathway, B., Hudak, G., & Hamilton, M. A. (2008). Geologic setting of volcanic-associated massive sulfide deposits in the Kamiskotia area, Abitibi subprovince, Canada. *Economic Geology*, 103(6), 1185-1202.
- Henneb, M., Thiffault, N., & Valeria, O. (2020). Regional climate, edaphic conditions and establishment substrates interact to influence initial growth of black spruce and jack pine planted in the boreal forest. *Forests*, 11(2), 139.

- Hobbs, R. J., & Cramer, V. A. (2008). Restoration ecology: interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. *Annual Review of Environment and Resources*, 33, 39-61.
- Hodačová, D., & Prach, K. (2003). Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration ecology*, 11(3), 385-391.
- Holl, K. D., & Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1558-1563.
- Hou, X., Parent, M., Savard, M. M., Tassé, N., Bégin, C., & Marion, J. (2006). Lead concentrations and isotope ratios in the exchangeable fraction: tracing soil contamination near a copper smelter. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 6(2-3), 229-236.
- Hu, X., Gao, Z., Li, X. Y., Wang, R. Z., & Wang, Y. M. (2023). Structural characteristics of the moss (bryophyte) layer and its underlying soil structure and water retention characteristics. *Plant and Soil*, 490(1), 305-323.
- Hutchinson, T. C., & Whitby, L. M. (1977). The effects of acid rainfall and heavy metal particulates on a boreal forest ecosystem near the Sudbury smelting region of Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*, 7, 421-438.
- Huybrechts, M., Cuypers, A., Deckers, J., Iven, V., Vandionant, S., Jozefczak, M., & Hendrix, S. (2019). Cadmium and plant development: An agony from seed to seed. *International journal of molecular sciences*, 20(16), 3971.
- Irwin, J. G., & Williams, M. L. (1988). Acid rain: chemistry and transport. *Environmental Pollution*, 50(1-2), 29-59.
- Ivanov, Y. V., Kartashov, A. V., Ivanova, A. I., Savochkin, Y. V., & Kuznetsov, V. V. (2016). Effects of copper deficiency and copper toxicity on organogenesis and some physiological and biochemical responses of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings grown in hydroculture. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(17), 17332-17344.
- Izydorczyk, G., Mikula, K., Skrzypczak, D., Moustakas, K., Witek-Krowiak, A., & Chojnacka, K. (2021). Potential environmental pollution from copper metallurgy and methods of management. *Environmental Research*, 197, 111050.
- Jeschke, M., & Kiehl, K. (2008). Effects of a dense moss layer on germination and establishment of vascular plants in newly created calcareous grasslands. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 203(7), 557-566.
- Jones, G. A., & Henry, G. H. (2003). Primary plant succession on recently deglaciated terrain in the Canadian High Arctic. *Journal of Biogeography*, 30(2), 277-296.

- Jules, E. S., & Shaw, A. J. (1994). Adaptation to metal-contaminated soils in populations of the moss, *Ceratodon purpureus*: vegetative growth and reproductive expression. *American Journal of Botany*, 81(6), 791-797.
- Keesstra, S., Nunes, J., Novara, A., Finger, D., Avelar, D., Kalantari, Z., & Cerdà, A. (2018). The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 610, 997-1009.
- Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N. K., Murtaza, B., Bibi, I., & Dumat, C. (2017). A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 182, 247-268.
- Kicińska, A., Pomykała, R., & Izquierdo-Diaz, M. (2022). Changes in soil pH and mobility of heavy metals in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*, 73(1), e13203.
- Kiikkilä, O. (2002). Remediation through mulching with organic matter of soil polluted by a copper-nickel smelter. *Research Papers 831, Finnish Forest Research Institute, Vantaa Research Centre*.
- Kim, S. O., Moon, S. H., & Kim, K. W. (2001). Removal of heavy metals from soils using enhanced electrokinetic soil processing. *Water, Air, and Soil Pollution*, 125, 259-272.
- Kimball, S., Lulow, M., Sorenson, Q., Balazs, K., Fang, Y. C., Davis, S. J., ... & Huxman, T. E. (2015). Cost-effective ecological restoration. *Restoration Ecology*, 23(6), 800-810.
- Kozlov, M. V., & Haukioja, E. (1999). Performance of birch seedlings replanted in heavily polluted industrial barrens of the Kola Peninsula, Northwest Russia. *Restoration Ecology*, 7(2), 145-154.
- Kozlov, M. V., & Zvereva, E. L. (2007). Industrial barrens: extreme habitats created by non-ferrous metallurgy. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 6, 231-259.
- Krishnan, A., & Osuri, A. M. (2023). Beyond the passive–active dichotomy: aligning research with the intervention continuum framework of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 31(4), e13828.
- Kubier, A., Wilkin, R. T., & Pichler, T. (2019). Cadmium in soils and groundwater: a review. *Applied Geochemistry*, 108, 104388.
- Kuuluvainen, T. (2002). Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica*, 36(1), 97-125.
- Leverington, D. W., & Schindler, M. (2018). Delineating areas of past environmental degradation near smelters using rock coatings: A case study at rouyn-noranda, quebec. *Scientific Reports*, 8(1), 17364.

- Li, J., Huang, Y., Hu, Y., Jin, S., Bao, Q., Wang, F., ... & Xie, H. (2016). Lead toxicity thresholds in 17 Chinese soils based on substrate-induced nitrification assay. *Journal of Environmental Sciences*, *44*, 131-140.
- Madore, P. (2021). Mines en chiffres La production minérale au Québec en 2019 Recensement annuel sur la production minérale. *Institut de la statistique du Québec*.
<https://statistique.quebec.ca/fr/fichier/mines-en-chiffres-production-minerale-quebec-2019.pdf> [Accessed April 16 2024]
- Martins, S. V. (2018). Alternative forest restoration techniques. In : Viana, H. Garcia-Morote, FA. *New Perspectives in Forest Science*, *1*, (pp. 131-148). IntechOpen.
<http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.68364>
- Marty, C., Houle, D., Gagnon, C., & Courchesne, F. (2017). The relationships of soil total nitrogen concentrations, pools and C: N ratios with climate, vegetation types and nitrate deposition in temperate and boreal forests of eastern Canada. *Catena*, *152*, 163-172.
- Muccifora, S., & Bellani, L. M. (2013). Effects of copper on germination and reserve mobilization in *Vicia sativa* L. seeds. *Environmental Pollution*, *179*, 68-74.
- Mushtaq, M. U., Iqbal, A., Nawaz, I., Mirza, C. R., Yousaf, S., Farooq, G., ... & Iqbal, M. (2020). Enhanced uptake of Cd, Cr, and Cu in *Catharanthus roseus* (L.) G. Don by *Bacillus cereus*: application of moss and compost to reduce metal availability. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*, 39807-39818.
- Muthusaravanan, S., Sivarajasekar, N., Vivek, J. S., Paramasivan, T., Naushad, M., Prakashmaran, J., & Al-Duaij, O. K. (2018). Phytoremediation of heavy metals: mechanisms, methods and enhancements. *Environmental Chemistry Letters*, *16*, 1339-1359.
- Myking, T., Aarrestad, P. A., Derome, J., Bakkestuen, V., Bjerke, J. W., Gytarsky, M., ... & Vassilieva, N. (2009). Effects of air pollution from a nickel-copper industrial complex on boreal forest vegetation in the joint Russian-Norwegian-Finnish border area. *Boreal Environment Research*, *14*, 279-296
- Nakamura, T. (1992). Effect of bryophytes on survival of conifer seedlings in subalpine forests of central Japan. *Ecological Research*, *7*, 155-162.
- Navarro, A., Cardellach, E., Cañadas, I., & Rodríguez, J. (2013). Solar thermal vitrification of mining contaminated soils. *International Journal of Mineral Processing*, *119*, 65-74.
- Organisme du Bassin Versant du Témiscamingue. (2014). Unis pour la protection des berges du bassin versant, Suivi du Projet. Consulté le 16/04/2024 à l'adresse :
http://obvt.ca/fichiers/documents/1501%20OBVT%20Suivi%20projet%20Unis%20pour%20la%20protection%20des%20berges_avec%20annexe.pdf
- Påhlsson, A. M. B. (1989). Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants: a literature review. *Water, Air, and Soil Pollution*, *47*, 287-319.

- Perrault-Hébert, M., Boucher, Y., Fournier, R., Girard, F., Auger, I., Thiffault, N., & Grenon, F. (2017). Ecological drivers of post-fire regeneration in a recently managed boreal forest landscape of eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 399, 74-81.
- Peters, T. H. (1984). Rehabilitation of mine tailings: A case of complete ecosystem reconstruction and revegetation of industrially stressed lands in the Sudbury area, Ontario, Canada. *Effects of Pollutants at the Ecosystem Level*. John Wiley & Sons Ltd, 403-421.
- Porembski, S., & Barthlott, W. (2000). Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. *Plant Ecology*, 151, 19-28.
- Prach, K., Durigan, G., Fennessy, S., Overbeck, G. E., Torezan, J. M., & Murphy, S. D. (2019). A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restoration Ecology*, 27(5), 917-923.
- Prach, K., & Pyšek, P. (2001). Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering*, 17(1), 55-62.
- Prach, K., Šebelíková, L., Řehouňková, K., & del Moral, R. (2019). Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites. *Landscape Research*, 45(2), 247-253.
- Qian, H., Klinka, K., & Kayahara, G. J. (1998). Longitudinal patterns of plant diversity in the North American boreal forest. *Plant Ecology*, 138(2), 161-178.
- R Core Team (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- Rabajczyk, A., Zielecka, M., Cygańczuk, K., Pastuszka, Ł., & Jurecki, L. (2021). The use of polymer membranes to counteract the risk of environmental of soil and water contamination. *Membranes*, 11(6), 426.
- Rikers, R. A., Rem, P., & Dalmijn, W. L. (1998). Improved method for prediction of heavy metal recoveries from soil using high intensity magnetic separation (HIMS). *International Journal of Mineral Processing*, 54(3-4), 165-182.
- Ruiz-Jaen, M. C., & Mitchell Aide, T. (2005). Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, 13(3), 569-577.
- Saarinen, O. (1990). Sudbury: A historical case study of multiple urban-economic transformation. *Ontario History*, 82(1), 53-81
- Sand-Jensen, K., & Hammer, K. J. (2012). Moss cushions facilitate water and nutrient supply for plant species on bare limestone pavements. *Oecologia*, 170, 305-312.
- Savard, M. M., Bégin, C., Parent, M., Smirnoff, A., & Marion, J. (2004). Effects of smelter sulfur dioxide emissions: a spatiotemporal perspective using carbon isotopes in tree rings. *Journal of Environmental Quality*, 33(1), 13-26.

- Savard, M. M., Bonham-Carter, G. F., & Banic, C. M. (2006). A geoscientific perspective on airborne smelter emissions of metals in the environment: an overview. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 6(2-3), 99-109.
- Sedia, E. G., & Ehrenfeld, J. G. (2003). Lichens and mosses promote alternate stable plant communities in the New Jersey Pinelands. *Oikos*, 100(3), 447-458.
- Sedia, E. G., & Ehrenfeld, J. G. (2005). Differential effects of lichens, mosses and grasses on respiration and nitrogen mineralization in soils of the New Jersey Pinelands. *Oecologia*, 144(1), 137-147.
- Seneviratne, M., Rajakaruna, N., Rizwan, M., Madawala, H. M. S. P., Ok, Y. S., & Vithanage, M. (2019). Heavy metal-induced oxidative stress on seed germination and seedling development: a critical review. *Environmental Geochemistry and Health*, 41, 1813-1831.
- Sharma, P., & Dubey, R. S. (2005). Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 17, 35-52.
- Shaw, J., Jules, E. S., & Beer, S. C. (1991). Effects of metals on growth, morphology, and reproduction of *Ceratodon purpureus*. *Bryologist*, 270-277.
- Shilts, W. W., Aylsworth, J. M., Kaszycki, C. A., Klassen, R. A., & Graf, W. L. (1987). Canadian Shield. *Geomorphic Systems of North America*, 2, 119-161.
- Simard, M. (2018). L'industrie minière au Québec: situation, tendances et enjeux. *Études Canadiennes/Canadian Studies. Revue interdisciplinaire des études canadiennes en France*, (85), 193-217.
- Singh, D., Nath, K., & Sharma, Y. K. (2007). Response of wheat seed germination and seedling growth under copper stress. *Journal of Environmental Biology*, 28(2), 409.
- Slate, M. L., Antonika, A., Bailey, L., Berdugo, M. B., Callaghan, D. A., Cárdenas, M., ... & Coe, K. (in press). Impact of changing climate on bryophyte contributions to terrestrial water, carbon and nitrogen cycles. *New Phytologist*.
- Stewart, K. J., & Siciliano, S. D. (2015). Potential contribution of native herbs and biological soil crusts to restoration of the biogeochemical nitrogen cycle in mining impacted sites in Northern Canada. *Ecological Restoration*, 33(1), 30-42.
- Turetsky, M. R., Mack, M. C., Hollingsworth, T. N., & Harden, J. W. (2010). The role of mosses in ecosystem succession and function in Alaska's boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(7), 1237-1264.
- Turetsky, M. R., Bond-Lamberty, B., Euskirchen, E., Talbot, J., Frohling, S., McGuire, A. D., & Tuittila, E. S. (2012). The resilience and functional role of moss in boreal and arctic ecosystems. *New Phytologist*, 196(1), 49-67.

- Veillette, J. J., Paradis, S. J., Buckle, J., & Bonham-Carter, G. F. (2005). Bedrock and surficial geology of the general area around Rouyn-Noranda, Quebec and Ontario. *Metals in the Environment Around Smelters at Rouyn-Noranda, Quebec, and Belledune, New Brunswick: Results and Conclusions of the GSC MITE Point Sources Project. Bulletin*, 584.
- Vukojević, V., Sabovljević, M., & Jovanović, S. (2005). Mosses accumulate heavy metals from the substrata of coal ash. *Archives of Biological Sciences*, 57(2), 101-106.
- Wang, Y., Li, A., & Cui, C. (2021). Remediation of heavy metal-contaminated soils by electrokinetic technology: Mechanisms and applicability. *Chemosphere*, 265, 129071.
- Watkinson, A., Juckers, M., D'Andrea, L., Beckett, P., & Spiers, G. (2022). Ecosystem Recovery of the Sudbury Technogenic Barrens 30 Years Post-Restoration. *Eurasian Soil Science*, 55(5), 663-672.
- Williford, C. W., & Bricka, R. M. (2000). Physical separation of metal-contaminated soils. In Iskandar, I. K. (dir.), *Environmental Restoration of Metals-Contaminated Soils*, (pp. 121-165). Lewis Publishers
- Winterhalder, K. (1996). Environmental degradation and rehabilitation of the landscape around Sudbury, a major mining and smelting area. *Environmental Reviews*, 4(3), 185-224.
- Winterhalder, K. (2000). Reclamation of Smelter-Damaged Lands. *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*, 41, 819-853.
- World Health Organization. (2007). Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution (No. EUR/06/5067592). World Health Organization. Regional Office for Europe.
- Yang, Y., Wei, X., Lu, J., You, J., Wang, W., & Shi, R. (2010). Lead-induced phytotoxicity mechanism involved in seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(8), 1982-1987.
- Yang, Z., Zhang, Z., Chai, L., Wang, Y., Liu, Y., & Xiao, R. (2016). Bioleaching remediation of heavy metal-contaminated soils using *Burkholderia* sp. Z-90. *Journal of Hazardous Materials*, 301, 145-152.
- Zulfiqar, U., Jiang, W., Xiukang, W., Hussain, S., Ahmad, M., Ishfaq, M., ... & Mustafa, A. (2022). Cadmium phytotoxicity, tolerance, and advanced remediation approaches in agricultural soils; a comprehensive review. *Frontiers in Plant Science*, 13, 773815.
- Zvereva, E. L., & Kozlov, M. V. (2012). Changes in the abundance of vascular plants under the impact of industrial air pollution: a meta-analysis. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(5), 2589-2599.

Zwolak, A., Sarzyńska, M., Szpyrka, E., & Stawarczyk, K. (2019). Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: A review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230, 1-9.