TABLES DES MATIERES

AVANT-PROPOS ii

LISTE DES FIGURES vii

LISTE DES TABLEAUX ix

RÉSUMÉ xi

CHAPITRE I
INTRODUCTION GÉNÉRALE 1

1.1 Problématique 1

1.2 État des connaissances 4

1.2.1 Enjeux environnementaux de l'activité minière 4

1.2.1.1 Cadre légal pour la gestion des résidus miniers 4

1.2.1.2 Processus, impacts et facteurs d'érosion 5

1.2.1.3 Approche écologique d'atténuation des impacts d'érosion 7

1.2.2 Interaction végétation-érosion 9

1.2.2.1 Développement du système racinaire 9

1.2.2.2 Couvert forestier et développement du sous-étage 12

1.2.2.3 Plantation d'espèces à croissance rapide pour le contrôle de l'érosion 13

1.3 Objectifs de l'étude et hypothèses de travail 15

CHAPITRE II
TREE SPACING EFFECTS ON EROSION OF SOIL COVERED WASTE ROCK SLOPES PLANTED WITH HYBRID POPLAR 17

2.1 Abstract 21

2.2 Résumé 22

2.3 Introduction 22

2.4 Methods and materials 27

2.4.1 Site description 27

2.4.2 Experimental design 28
2.4.3 Substrates 29
2.4.4 Tree planting 31
2.4.5 Erosion measurement 32
2.4.6 Root sampling 33
2.4.7 Aboveground plant development 35
2.4.7.1 Understory vegetation cover 35
2.4.7.2 Tree canopy development 35
2.4.8 Statistical analysis 36
2.5 Results 36
2.5.1 Soil erosion 36
2.5.2 Vegetation cover and tree growth 37
2.5.2.1 Tree survival and growth 37
2.5.2.2 Poplar canopy cover 39
2.5.2.3 Understory canopy cover 40
2.5.3 Poplar and herbaceous root morphology 41
2.6 Discussion 44
2.6.1 Tree aboveground growth, understory cover and aboveground competition 44
2.6.2 Tree and understory root development and belowground competition 46
2.6.3 Influence of the planting design on erosion control in hybrid poplar plantations 47
2.6.4 Tree-compatible herbaceous species for erosion control 48
2.6.5 Erosion measurement considerations 49
2.7 Conclusion 50
CHAPITRE III
CONCLUSION GÉNÉRALE 53
BIBLIOGRAPHIE 59

LISTE DES FIGURES

Figure Page

2.1 Picture of the plantation and experimental design (Not drawn to scale). (a) Plantation picture including three of the experimental plots (T2m, T2mH and T1m) two months after planting (July 2013). The black arrows indicate the position of the erosion pins for soil loss measurement. (b) One replication block of the experimental design: black dots represent trees, red crosses the position of the erosion pins. Depending on the spacing, 12 (T4m), 35 (T2m) or 117 (T1m) trees were present in each plot. 29

2.2 Mean soil losses in cm during the 2014 spring snow melt. (N=12). Bars denote SE. Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter (a < b). 37

2.3 Mean poplar height in cm the first, second and third year after planting (T1m: N=351; T2m and T2mH: N=105; T4m: N=36). Bars denote SE. Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter for each year (a < b). 38

2.4 (a) Mean poplar height/diameter ratio and (b) aboveground biomass (g) two and three years after planting (T1m: N=351; T2m and T2mH: N=105; T4m: N=36). Bars denote SE. Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter at each date (a < b < c). 38

2.5 Mean poplar canopy cover in percent. Bars denote SE (N = 18). Different means (p<0.05) among treatments are indicated for each year separately by different letters (a<b<c). 39

2.6 Mean canopy diameter in cm. Bars denote SE (N = 18). Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter for each year (a < b < c). 40

2.7 Mean understory cover in percent during the growing season since plantation establishment (N = 3 transects). Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter at each date (a < b<c). 41

2.8 (a) Mean poplar (N = 18) and (b) herbaceous RLD (N = 24) by treatment over the growing seasons since planting. Bars denote SE. Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter at each date (a < b < c). 42

LISTE DES TABLEAUX

Tableau Page

2.1 Initial soil and waste rock characteristics. Mean (standard error, SE); N = 3, except on waste rock. All values are expressed on a dry matter basis..... 30

2.2 Tree / herbaceous RLD ratio and Total RLD in October 2014 and October 2015. Means, with SE in parentheses. 43

RÉSUMÉ

La gestion des résidus miniers représente un des principaux enjeux auxquels sont confrontées les compagnies minières. Une stratégie de restauration conforme à la règlementation environnementale et un engagement de responsabilité sociale de l'entreprise seront les conditions de l'acceptabilité sociale du projet minier. Dans un contexte de mine d'or à ciel ouvert, l'extraction de roches de faible teneur en minéraux et de fort tonnage est responsable d'importantes perturbations. L'intégration du parc à résidus dans le paysage forestier boréal dépendra de l'effectivité du mode de révégétalisation en termes de restauration écologique. Or la vulnérabilité à l'érosion des sites perturbés peut compromettre la colonisation des plantes naturelles. Le projet de recherche évalue l'influence de la densité de plantation d'arbres à croissance rapide sur le contrôle de l'érosion du sol recouvrant des stériles miniers pauvres en sulfures et métaux. Le dispositif expérimental consiste en blocs aléatoires complets avec trois répétitions pour l'étude comparative de trois plantations de peupliers hybrides avec colonisation herbacée naturelle (espacement 1x1, 2x2 et 4x4 mètres), une plantation avec hydroensemencement d'herbacées commerciales (2x2 mètres) et un témoin avec sol seul. La mesure des pertes de sol a été mise en relation avec le développement aérien et racinaire des différentes strates de végétation dans les plantations. Après les deux premières années de plantation, le traitement hydroensemencé a connu les plus faibles pertes de sol en raison d'un recouvrement aérien et d'un "RLD" *(Root Length Density)* des herbacées plus important ; les parcelles témoin étant touchées par les plus grandes pertes, et les autres traitements montrant des résultats intermédiaires. Cependant, la croissance aérienne des arbres de ce traitement hydroensemencé était inhibée par les graminées commerciales, probablement du fait d'une compétition interspécifique accrue pour les ressources du sol. L'espacement 1x1 a permis d'obtenir une protection complète du sol par la canopée à partir de la troisième année de croissance. Cependant, la forte compétition intra-spécifique de ce traitement a favorisé une croissance en hauteur des arbres et pourrait accroître le risque d'instabilité des peuplements. Le plus fort espacement testé dans l'étude (4x4) limite le rôle des arbres pour la protection et la cohésion du sol. L'espacement intermédiaire (2x2) crée de meilleures conditions pour la croissance en biomasse des arbres et demeure plus performant pour le contrôle de l'érosion que le traitement 4x4 en raison d'un meilleur recouvrement de la canopée et d'une plus forte longueur de racines par unité de volume de sol (RLD). L'érosion a pu être contrôlée par la colonisation des herbacées, dès la seconde année et dans tous les traitements, ce qui fait recommander pour ce site d'étude les espacements les plus favorables à la croissance des arbres (2x2 ou 4x4) plutôt que les traitements susceptibles de mieux contrôler l'érosion (2x2 avec hydroensemencement ou 1x1). Finalement, des études similaires devraient être

Rapport-Gratuit.com

réalisées sur des sites plus vulnérables à l'érosion afin de préciser l'effet des différents espacements d'arbres, en particulier le 1x1, pour la protection des sols.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Problématique

Depuis ces dernières années, l'industrie minière a été marquée par un débat mondial et intense autour de la réglementation environnementale qui engage désormais les compagnies minières vers de nouveaux défis sociaux et environnementaux. Au Québec, la Loi sur les mines révisée en Décembre 2013 prévoit des règles plus strictes en ce qui concerne la stabilisation des sols, les relations avec les communautés locales et autochtones, et les garanties de réhabilitation et de restauration des zones de stockage des résidus miniers (Ministère des ressources Naturelles 2013).

La conversion de terres pour le développement d'activités d'exploitation minière implique un appauvrissement du paysage, une dégradation et destruction des sols (Bradshaw 1997), une baisse de qualité de l'eau, des dommages aux écosystèmes aquatiques (Environment Canada 2011) et plus généralement la perte des services écosystémiques attribuée aux actions de déforestation ou de perturbation du milieu naturel. Les stratégies de restauration des zones de stockage de déchets miniers devront s'appuyer sur une amélioration du substrat et une revégétalisation active des sites ; les stériles miniers présentant des conditions défavorables, dans leur état, pour l'établissement de la végétation (Bradshaw 1997).

L'hétérogénéité en taille et forme des roches stériles provoque un drainage rapide et une faible disponibilité en eau pour les plantes (An et al. 2013). Le sol recouvrant les

stériles est exposé à un risque élevé d'érosion en pente, plus ou moins important selon la dynamique de colonisation végétale naturelle. Le retour de la végétation indigène peut être considéré comme la finalité d'un plan de revégétalisation et dépendra fortement de la structure du sol et de sa fertilité (Chazdon 2008). Le développement des appareils végétatifs des plantes, incluant les systèmes racinaires et les parties aériennes, sera déterminant pour limiter les pertes des couvertures de sol occasionnées par les facteurs naturels tels que les précipitations ou la fonte des neiges. L'interaction entre la végétation et l'érosion du sol est caractérisée par des mécanismes de rétroaction positive c'est-à-dire d'amplification du processus original ; la réduction de la couverture végétale favorisant le processus d'érosion, qui sera à son tour responsable de la dégradation de la végétation.

Les végétaux apportent une protection physique, améliorent la fertilité du sol, la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol laquelle aura une influence directe sur le débit de l'eau s'écoulant sur la pente et, par conséquent, sur les impacts du ruissellement des eaux de précipitation. Plus précisément, les racines des plantes réduisent la vitesse du ruissellement, facilitent l'infiltration de l'eau, et retiennent les particules et les éléments nutritifs du sol (Andreu et al. 2008). Les couverts végétaux protègent la surface du sol des impacts des gouttes de pluie et diminuent la saturation en eau du sol grâce à l'interception des précipitations et au processus d'évapotranspiration. La litière végétale aide également à une meilleure protection des sols et infiltration de l'eau. La matière organique joue un rôle fondamental pour le fonctionnement du sol en augmentant la porosité du sol, l'infiltration, l'échange de cations, la capacité de rétention d'eau et d'éléments nutritifs (Munshower 1994). Enfin, les tiges des plantes retiennent une partie des particules de sol érodé et diminuent ainsi les pertes de sol (Stokes et al. 2008a). De plus, les racines des plantes supportent les activités biologiques des sols, lesquelles améliorent leur structure et capacité d'infiltration (Stokes et al. 2008a).

Les techniques traditionnelles de revégétalisation des pentes de stériles consistent à ensemencer des mélanges d'herbacées commerciales à développement rapide pour pérenniser et densifier la couverture végétale ; certaines espèces étant caractérisées par leur croissance rapide (graminées), d'autres par une morphologie couvrant plus efficacement le sol ou encore, dans le cas des légumineuses, leur capacité à augmenter la fertilité du sol par fixation d'azote de l'air. Ces pratiques sont particulièrement bien adaptées pour apporter une solution de contrôle de l'érosion efficace.

Néanmoins, ces graminées et légumineuses commerciales risquent de concurrencer les arbres pour l'utilisation des ressources en eau et lumière (Casselman et al. 2006) et de freiner ainsi la dynamique de régénération et de succession forestière. Dans le contexte de la réhabilitation de sites miniers situés en région forestière, la recherche d'alternatives à l'ensemencement herbacé quant au mode de revégétalisation des pentes de stériles demeure une question fondamentale. La plantation peut être une solution pour les problèmes d'érosion des sols et de l'instabilité des pentes (Sidle et al. 2006).

Le peuplier hybride pourrait être particulièrement bien adapté à la lutte contre l'érosion de la couverture de sol des pentes de stériles en raison de sa vitesse de croissance aérienne et du développement de racines fines en condition de stress hydrique (Casselman et al. 2006). Cependant, le design de plantation permettant d'optimiser la lutte contre l'érosion reste à déterminer. La croissance des arbres dépendra de l'intensité de la concurrence laquelle pourrait affecter à la fois la hauteur et le diamètre des individus (Nilsson 1994), ainsi que l'exposition au stress hydrique. Une concurrence excessive serait ainsi susceptible de retarder la fermeture du couvert et par conséquent la protection des sols. Bien que moins sensible à la concurrence en comparaison au pin blanc ou à d'autres espèces de feuillus (Casselman et al. 2006), le peuplier hybride reste vulnérable à des conditions de sécheresse extrême et prolongée. Par conséquent, la densité de plantation de peuplier hybride optimale pour le contrôle

d'érosion devrait induire un niveau de compétition modéré et assurer un bon équilibre entre la croissance des parties aériennes et souterraines des individus.

1.2 État des connaissances

1.2.1 Enjeux environnementaux de l'activité minière

1.2.1.1 Cadre légal pour la gestion des résidus miniers

Au cours des dernières années, la revégétalisation, la décontamination ou la réhabilitation des sites perturbés par les activités minières ont été progressivement soumises à une législation environnementale de plus en plus stricte. Conformément à la réglementation minière en vigueur au Québec, les végétaux installés devront être auto-suffisants, sans besoin d'entretien ni d'ajout d'engrais ou d'amendements et, après quelques années, similaires à la végétation indigène environnante (Ministère des ressources Naturelles 1997).

La gestion des résidus miniers peut être considérée comme le principal engagement environnemental pour les compagnies minières. Celle-ci inclut essentiellement les résidus issus du processus de production - cad. le minerai sans valeur commerciale, résultant des opérations de broyage, et transporté sous forme de suspension - et les roches stériles - cad. les matériaux rocheux extraits de la mine en excluant les couches de sol et le minerai (Spitz and Trudinger 2008). La gestion des haldes à stériles est particulièrement importante et représente l'empreinte environnementale et paysagère la plus critique du projet minier. Le risque de génération de drainage rocheux acide c'est à dire l'écoulement d'une solution minérale acide depuis les sites de stockage miner, la faible stabilité des pentes en raison du manque de structure du sol et de la haute érodabilité des matériaux, sont responsables d'un processus de sédimentation et de

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

ruissellement qui pourrait affecter la qualité de l'eau et des rivières (Spitz and Trudinger 2008). La présente étude traitera spécifiquement de la revégétalisation de pentes de roches stériles de faible teneur en soufre, donc pour lesquelles l'occurrence de drainage rocheux acide est limitée.

1.2.1.2 Processus, impacts et facteurs d'érosion

Le terme « érosion » se rapporte au processus de détachement et de mouvement des particules de sol et des roches. L'érosion peut être causée par l'eau, le vent, les vagues, l'écoulement de glace, et les mouvements de masse (Gray and Sotir 1996). Le transport des sédiments et la perte de la stabilité du sol sont les deux impacts critiques de l'érosion sur la qualité de l'eau. Plus généralement, l'érosion peut être responsable de la perturbation de l'équilibre écologique en générant des impacts négatifs sur l'eau, le sol et la végétation (Gray and Sotir 1996). Ainsi, le processus d'érosion cause un appauvrissement des sols, à travers la perte de matière organique et de la couche de sol arable créant des conditions défavorables pour l'établissement des plantes. Les processus d'érosion sont différenciés en deux classes : l'érosion en nappe produisant la perte d'une couche de sol relativement uniforme et peu profonde ou l'érosion linéaire et par ravinement causant la formation de canaux et de chemins d'érosion concentrés (Beek et al. 2008).

Les précipitations peuvent engendrer des problèmes de stabilité de pentes en raison des processus de ruissellement et d'infiltration des eaux, des effets de contraction-dilation ou de gel-dégel, de la fonte des neiges et de multiples causes qui affectent la cohésion et la structure du sol (Beek et al. 2008). Par conséquent, les sols seront plus sensibles à l'érosion dans des conditions de précipitations intenses et d'humidité initiale du sol élevée (Beek et al. 2008). La zone d'étude est caractérisée par un climat microthermal humide (Classification Köppen), où les principaux impacts de l'érosion se produiront

au printemps, au moment de la fonte des neiges. Les particules de sol sont détachées de la surface du sol par l'action du gel, puis concentrées dans la neige et transportées lors de la fonte (Jansson 1982). Les taux de perte des particules de sols dus à la fonte des neiges seront plus élevés si la couche supérieure du sol n'est pas gelée et seront particulièrement importants à la fin de la période de dégel (Jansson 1982). Les précipitations estivales sont une autre cause importante de l'érosion dans cette zone climatique. La température influencera également le processus d'érosion ; les hautes températures favorisant l'évapotranspiration et une plus grande consommation d'eau par les plantes, et par conséquent une atténuation des impacts du ruissellement (Kirkby and Morgan 1980). Cependant, ces effets pourraient être aussi dépendants de la structure du sol puisque par exemple, dans le cas des sols argileux, la formation des croutes de surface pendant les périodes de sécheresse produira une réduction de la perméabilité du sol, une augmentation de la quantité et du flux des eaux de ruissellement, et par conséquent un renforcement des processus d'érosion.

Le degré et la longueur de pente sont également des facteurs aggravant du phénomène d'érosion. En effet, le taux d'infiltration des eaux dans le sol est négativement corrélé au degré de pente ; une augmentation du volume et de la vitesse de ruissellement impliquant un accroissement du potentiel d'érosion (Jansson 1982). La longueur de la pente influencera également la vulnérabilité du sol à l'érosion, en raison des accumulations du ruissellement de surface depuis le haut de la pente jusqu'en bas de pente, augmentant ainsi la vitesse et profondeur de l'écoulement de l'eau le long de la pente (Jansson 1982).

1.2.1.3 Approche écologique d'atténuation des impacts d'érosion

Gray et Sotir (1996) présentent les différents objectifs et techniques de prévention des risques d'érosion. Tout d'abord, l'auteur explique l'importance d'améliorer la résistance au cisaillement du sol en augmentant l'imbrication et la liaison entre les particules de sol à travers, par exemple, le développement de systèmes racinaires ou l'apport d'amendements organiques. Les techniques de prévention devraient se concentrer sur les objectifs de protection du sol en stimulant l'établissement de la végétation et l'augmentation du pourcentage de couverture grâce à l'utilisation de paillis, d'espèces à croissance rapide et/ou d'engrais. Enfin, les activités de contrôle des eaux de ruissellement par un système de dérivation et de stockage des eaux de pluie, ainsi que l'entretien et le maintien de la couverture végétale existante devraient également être inclus dans un plan de gestion de l'érosion.

Dans le cas des pentes de roches stériles, les techniques d'éco-ingénierie c'est à dire les stratégies écologiques à déployer pour gérer un site en intégrant les risques naturels et anthropiques (Stokes et al. 2008b) - sont particulièrement bien adaptées pour résoudre les problèmes complexes et graves sur le long terme. La bio-ingénierie c'est à dire l'utilisation de matériel végétal vivant pour remplir une fonction d'amélioration des sols, depuis un simple contrôle d'érosion avec ensemencement de graminées et légumineuses jusqu'à la stabilisation de talus plus complexes avec la plantation de saules (*Salix sp.)* ou d'autres plantes (Schiechtl 2009) - peut aider à résoudre des problèmes plus spécifiques. Par conséquent, les solutions éco-technologiques doivent être adaptées aux conditions du site et à l'ampleur du problème (Andreu et al. 2008). Enfin, la combinaison d'une variété de solutions devrait permettre d'optimiser les coûts des projets, la gestion des risques et le niveau de contrôle de l'érosion des pentes.

La morphologie des systèmes racinaires est propre à chaque espèce et les techniques de bio-ingénierie devront s'appuyer sur un matériel végétal reconnu pour la vigueur de développement de ses racines. Les systèmes racinaires des arbres seront caractérisés par des racines de plus fort diamètre moyen et de pénétration plus profonde et seront ainsi adaptés pour stabiliser les pentes avec des risques de glissement superficiel (Norris et al. 2008a), tandis que les systèmes racinaires des herbacées seront composés par davantage de racines fines lesquelles seront plus efficaces pour assurer la cohésion de l'ensemble de la masse du terrain (Norris et al. 2008a). En effet, les racines de faible diamètre (1-20mm) contribuent efficacement à la lutte contre l'érosion des sols (Styczen and Morgan 1995) par leurs effets sur le régime hydrologique (contrôle du ruissellement) ainsi que sur l'amélioration de la cohésion et de l'adhérence entre elles des particules.

Les techniques de bio-ingénierie doivent également intégrer des facteurs tels que la densité de la couverture végétale, l'architecture de la canopée ou la morphologie des feuilles lesquels dépendent de l'espacement des arbres, de la structure du sous-étage et de la composition en espèces (Norris et al. 2008b). Ces facteurs ont une influence sur l'interception des précipitations en atténuant l'impact des gouttes d'eau sur le sol. La canopée transforme la taille des gouttes de pluie selon des processus de stockage, de combinaison et d'écoulement. Elle influence de plus la vitesse de chute en fonction de la taille des gouttes et de la hauteur des branches (Armstrong et Mitchell 1987). Kittredge (1948) explique que l'interception des précipitations dans une forêt de feuillus était proportionnelle à la densité de la canopée. Kelliher et al. (1993) ont démontré que la canopée de *Pinus radiata* pouvait intercepter 12-49% des précipitations annuelles contre 14-21% pour les prairies. En plus de réduire l'impact des gouttes de pluie sur le sol, l'interception par le couvert végétal permet de réduire les situations de saturation du sol en eau par les processus d'évapotranspiration.

La technique d'hydroensemencement est actuellement considérée par de nombreuses sociétés minières comme une méthode efficace de revégétalisation et de protection des sols pour les pentes de stériles. L'« hydroseeder » est un équipement qui permet de mélanger et d'appliquer sur le sol une suspension épaisse composée d'eau, de paillis, de semences, d'engrais et/ou d'autres amendements du sol. Cette méthode permet ainsi de stimuler les premières étapes de croissance en créant une couverture du sol rapide et complète de graminées et légumineuses très compétitives. En outre, une grande superficie peut être potentiellement ensemencée par jour (0,5 à 10 hectares par jour) en fonction du modèle d'hydroseeder utilisé. Selon la quantité de paillis et le type de produit appliqué, l'hydroensemencement pourrait contribuer à la protection du sol et au contrôle de l'érosion. Cette méthode est également intéressante pour la possibilité d'ajouter une grande diversité de substances susceptibles d'améliorer la fertilité et la structure du sol comme, par exemple, une addition de boues d'épuration (Ferrer et al. 2011).

1.2.2 Interaction végétation-érosion

1.2.2.1 Développement du système racinaire

Morphologie et distribution du système racinaire

La faculté des plantes à retenir les particules du sol sera dépendante de la distribution spatiale des racines, des interactions racines-sol, de la puissance et de la morphologie du système racinaire (Reubens et al. 2007). Le taux de croissance des racines peut varier selon l'espèce, l'âge ou les conditions abiotiques, de moins de 1 mm jusqu'à plus de 25 mm par jour (Pallardy 2010a). L'extrémité de la racine (premier millimètre) est divisée en quatre zones de développement nommées : le capuchon de la racine, qui protège le méristème apical et sécrète une substance favorisant la pénétration des racines ; la zone méristématique, qui assurent la production des racines primaires; la

zone d'allongement, dans laquelle les cellules sont divisées; et la zone de maturation, où les cellules sont différenciées. Le méristème est la structure végétale composées de cellules indifférenciées en charge de l'élongation des racines sous une diversité de forme; ce type de développement permettant l'adaptation des plantes à leur environnement local (Taiz and Zeiger 2006a).

Le développement des racines sera supérieur dans des sols bien structurés – c'est à dire perméables et aérés – et fertiles – c'est à dire caractérisés par une bonne capacité de rétention en eau, de production et de fixation des éléments nutritifs. Les sols compactés s'opposent à un développement racinaire de qualité et sont responsables de la formation de racines plus courtes (Munshower 1994). Pallardy (2010b) explique que l'aération et la structure du sol définira l'extension et la profondeur de l'enracinement ; la densité racinaire étant généralement plus élevée dans les premiers centimètres du sol.

La morphologie du système racinaire dépend de plusieurs facteurs tels que les conditions environnementales, le matériel génétique ou les espèces. Par exemple, les monocotylédones ont souvent une plus grande longueur de racines par volume de sol (RLD) que les dicotylédones (Huang 2000). En outre, certaines espèces ont la faculté d'augmenter la surface de contact de leurs racines avec le sol à travers le déploiement de poils absorbants favorisant la production de mucilage et la cohésion entre les particules de sol (Huang 2000). Les températures et précipitations auront également un effet sur le mode de développement des racines ; par exemple, les espèces indigènes des régions semi-arides tendront à avoir un enracinement plus profond que les espèces exotiques, lesquelles développent généralement un système racinaire superficiel (Pallardy 2010b).

L'extension et la perméabilité des racines détermineront l'efficacité de la captation des éléments minéraux et de l'eau par les plantes (Pallardy 2010b). L'hétérogénéité spatiale

et temporelle des éléments nutritifs aura une influence sur la distribution des racines ; plusieurs études mentionnées par Huang and Eissenstat (2000) démontrent une forte corrélation entre la disponibilité des nutriments et la présence de racines. Cette plasticité racinaire – c'est à dire la capacité d'adaptation du système racinaire aux changements de conditions environnementales - est démontrée par la corrélation positive entre la disponibilité des nutriments et le taux d'absorption des plantes. Cependant, des conditions de stress extrême pourraient affecter la plasticité racinaire, de plus celle-ci sera susceptible de varier considérablement selon les espèces végétales et demeure aujourd'hui insuffisamment expliquée (Huang and Eissenstat 2000).

Exposition des racines au stress hydrique

Un important stress hydrique peut entraîner à la fois un épuisement des réserves en carbone de la plante qui ne permettra plus d'assurer les fonctions physiologiques vitales de la plante et un dysfonctionnement hydraulique limitant la conduction de sève brute par le xylème (Cailleret 2011). Ces deux mécanismes provoqueront la mortalité des racines et le dessèchement de la plante (Hartmann et al. 2013). Le stress hydrique est généralement considéré comme un facteur fondamental affectant la croissance et le développement des plantes (Arndt et al. 2001, Granda et al. 2011).

En conditions modérées de stress, la réduction de la surface foliaire et la fermeture des stomates (Coopman et al. 2010) ou l'extension du système racinaire pour extraire l'eau du sol (Taiz and Zeiger 2006b) sont des adaptations bien connues des plantes aux conditions de sécheresse. La résistance des plantes à la sécheresse dépendra des capacités de capter ou d'utiliser plus efficacement les ressources en eau (Taiz and Zeiger 2006c). Les stratégies de photosynthèse adoptées par les espèces de climat sec (dites C4 et CAM) leur permettent d'améliorer l'assimilation du carbone et de réduire les pertes en eau grâce à une meilleure fixation du CO_2 et une ouverture des stomates pendant la nuit. Plus généralement, les plantes arrêteront leur croissance aérienne

lorsque l'absorption d'eau est insuffisante; le système racinaire se développant jusqu'à un équilibre entre les quantités d'eau absorbée et les pertes d'eau par évapotranspiration (Taiz and Zeiger 2006c).

Les conditions hydriques et les systèmes racinaires pourraient être considérés comme des facteurs clés de succès dans un projet de bio-ingénierie. Huang (2000) explique que les plantes résistantes à la sécheresse seront caractérisées par un RLD plus fort. L'auteur précise que les conditions de sécheresse peuvent favoriser le développement des poils racinaires (longueur et RLD). Cependant, le même auteur rappelle que les conditions de sécheresse sont considérées comme la principale cause de la mortalité des racines en affectant particulièrement les racines fines (<2 mm). En conclusion, le stress hydrique pourrait potentiellement contribuer à atteindre les objectifs d'un projet de bioingénierie, en favorisant la croissance des racines et une meilleure cohésion du sol, dans la mesure où celui-ci ne dépasse pas une certaine durée et/ou intensité.

1.2.2.2 Couvert forestier et développement du sous-étage

Le mode de développement racinaire des différentes strates des herbacées, arbustes et arbres comportent certaines différences ; par exemple les graminées seront généralement caractérisées par une masse racinaire dense et peu profonde ce qui les rendra utiles pour le contrôle d'érosion superficielle (Gray and Sotir 1996) ; d'autre part, les arbres développeront des racines plus profondes que les arbustes (Stokes et al. 2008b).

L'évolution d'un couvert forestier sera fonction des interactions entre les différentes strates. Après la plantation, la croissance des arbres dépendra fortement de la dynamique de croissance des graminées dans le sous-étage lesquelles pourraient être

très compétitives pour les ressources en eau (Hoomehr 2012). La densité de la strate forestière ainsi que la taille des arbres influenceront à leur tour la composition et croissance des espèces herbacées (Scholes and Archer 1997). En effet, la performance photosynthétique du sous-étage sera dépendante du pourcentage de lumière atteignant le sol. Une réduction de l'espacement entre les arbres aura pour effet d'augmenter la hauteur des individus ; l'énergie sera en priorité allouée à la croissance en hauteur aux dépends de la croissance du diamètre (Benomar et al. 2013).

L'évolution de la composition et densité des strates impliquera une variation de la capacité de la végétation à contrôler l'érosion. Le ratio tige-racine évoluera d'une dominance de la croissance racinaire dans les premières étapes de développement vers la croissance des tiges dans les étapes ultérieures (Norris et al. 2008a). Enfin, les gouttes de pluie s'écoulant depuis les feuilles seront, selon la morphologie des feuilles, plus grandes que les gouttes de pluie des précipitations et pourraient ainsi potentiellement favoriser le détachement des particules et l'érosion du sol (Kirkby and Morgan 1980). D'un autre côté, la litière forestière, composée des feuilles, de débris forestiers et de plantes sèches, pourrait atténuer ces impacts.

1.2.2.3 Plantation d'espèces à croissance rapide pour le contrôle de l'érosion

La revégétalisation assistée de sites dégradés doit s'appuyer sur des espèces végétales pouvant supporter le choc de plantation dû au stress hydrique, particulièrement sur les pentes de roches stériles. Une période d'acclimatation des arbres de la plantation peut potentiellement durer d'un à trois ans (Doucet et al. 2009) ; le système racinaire des arbres plantés n'absorbant pas suffisamment d'eau, dans les premières années, pour la croissance des tiges (Grossnickle 2005). Afin de répondre à la fois à des objectifs de succès de la plantation et de lutte contre l'érosion, les espèces plantées devraient être caractérisées par une forte croissance des racines et une absorption optimale des

nutriments et de l'eau. Les espèces d'arbres pionnières, intolérantes à l'ombre et à croissance rapide, comme par exemple, le peuplier hybride, sont en mesure de développer des racines fines dans des volumes importants de sol (Bauhus and Messier 1999). La biomasse de racines fines augmentera fortement jusqu'à la fermeture du couvert (Dickson 1991); les racines fines étant plus efficaces pour fixer le sol que les racines grossières (Reubens et al. 2007).

L'autécologie du peuplier hybride a été discutée dans plusieurs projets de recherche, en particulier sur les sujets d'adaptation des cultivars dans des conditions de ressources limitées en eau. Une de ces études menées par Blake et al. (1984) a démontré une grande variabilité entre les cultivars de peuplier concernant la morphologie des stomates et l'efficience de l'absorption de l'eau. Cependant, le même auteur a expliqué que dans des conditions de sécheresse l'évolution du ratio tige/racine a fortement contribué à assurer la survie des arbres.

Durant la première saison de croissance, les peupliers hybrides étudiés par Shock et al. (2002) en région tempérée (*Populus deltoides* × *P. nigra*, clone 'OP-367') ont montré une certaine sensibilité à la compétition interspécifique en raison de faibles facultés d'absorption en eau; la croissance en volume des arbres individuels se révélant optimale après trois ans de plantation, pour une distance entre les arbres de 14 pieds (environ 4.2m) et dans les sites où la couverture herbacée avait pu être contrôlée mécaniquement ou par la fermeture du couvert (Shock et al. 2002). Marino and Gross (1998) ont démontré que le peuplier *Populus ×euramericana cv. Eugenei* investissait davantage d'énergie dans la croissance aérienne (diamètre basal et hauteur) en cas de faible compétition inter et intra-spécifique. Au contraire, cette étude montrait une allocation du carbone à la croissance des racines dans le cas d'une intense compétition.

Rapport-Gratuit.com

Bien que les nutriments et les besoins en eau des peupliers hybrides soient relativement élevés en comparaison à d'autres espèces (Jassal et al. 2013), que la concurrence de la végétation adventice reste considérée comme une grande menace surtout au cours des premières années (Stanturf et al. 2001), la réponse des peupliers hydrides à la concurrence et au stress hydrique laisse supposer un fort potentiel pour la revégétalisation et le contrôle de l'érosion sur sites dégradés (Casselman et al. 2006). En effet, l'exposition au stress hydrique a pu favoriser le développement des racines des peupliers hybrides étudiés par Larchevêque et al. (2011b). Par ailleurs, Friend et al. (1991) ont démontré qu'une densité de plantation élevée (espacement de 1x1m) pouvait induire une propagation horizontale des racines supérieure à six fois le rayon du houppier, chaque système racinaire s'imbriquant avec les autres.

1.3 Objectifs de l'étude et hypothèses de travail

Les paragraphes précédents ont souligné le rôle pouvant être joué par des arbres à croissance rapide pour le contrôle de l'érosion du sol dans des pentes de stériles miniers. L'étude s'intéresse à une plantation de peuplier hybride sur un substrat caractérisé par un drainage important et un risque d'érosion élevé puisque constitué d'une couche de sol superficiel déposé sur des pentes de 33% de roches stériles de taille très hétérogène. Le peuplier hybride pourrait répondre positivement à un stress hydrique modéré et une faible disponibilité des nutriments causée par la concurrence inter et intra-spécifique. L'intensité de ce stress et de cette compétition sera directement liée d'une part au facteur d'espacement entre les arbres qui influencera le développement racinaire et aérien des arbres et d'autre part au degré de recouvrement du sous-étage.

L'objectif principal du projet est ainsi de proposer une alternative aux techniques traditionnelles de revégétalisation des sites miniers en pente qui consistent à ensemencer avec des herbacées. Les travaux de recherche se déroulaient en forêt

boréale, dans l'enceinte de la mine d'or Canadian Malartic, et cherchaient à définir les modalités de plantation d'arbres pour la revégétalisation de pentes de stériles de faible contenu en soufre. Plus précisément, l'objectif du projet est de déterminer la densité de plantation qui offrira la meilleure protection du sol tout en maximisant la croissance des arbres plantés pour réintégrer le site dans le paysage forestier environnant. Les hypothèses suivantes sont énoncées :

- Hypothèse 1 : Les densités de plantation plus faibles prioriseront la production de biomasse aérienne des arbres aux dépends de la croissance racinaire ; le délai de fermeture de la canopée et une faible dynamique d'enracinement rendant ces traitements peu efficaces en termes de contrôle de l'érosion.

- Hypothèse 2 : Le taux d'érosion sera plus faible dans les parcelles caractérisées par un plus fort recouvrement des herbacées ; ce dernier impliquant une plus faible biomasse aérienne des arbres.

- Hypothèse 3 : Les densités de plantation plus importantes impliqueront une augmentation de la densité des racines fines des peupliers et une fermeture plus rapide de la canopée ; les arbres contribuant ainsi efficacement au contrôle de l'érosion.

CHAPITRE II

TREE SPACING EFFECTS ON EROSION OF SOIL COVERED WASTE ROCK SLOPES PLANTED WITH HYBRID POPLAR

Tree spacing effects on erosion of soil covered waste rock slopes planted with hybrid poplar

Arnaud Remaury[(1)], Marie Guittonny-Larchevêque[(1)*], and Jane Rickson[(2)]

1. *Research Institute on Mines and Environment (RIME),* Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), 445 boul. de l'Université, Rouyn Noranda, Qc, J9X 5E4
2. *Cranfield University,* College Road, Cranfield, MK43 0AL, Bedfordshire

Marie Guittonny-Larchevêque (Corresponding author)
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT)
445 boul. de l'Université, Rouyn Noranda, Qc, J9X 5E4
Canada

Email: Marie.Guittonny-Larcheveque@uqat.ca

2.1 Abstract

In an open pit gold mine, the extraction of large volumes of low grade ore generates significant volumes of waste rock. The effective integration of the waste rock slopes into a forest landscape depends on the mode of revegetation and the effectiveness of the vegetation to control erosion of the disturbed soils. Fast-growing tree plantations could limit soil loss but an appropriate design remains to be identified. This study aims at determining the influence of planting density of fast-growing trees on the erosion control of soil on waste rock slopes in the boreal region. Five experimental plots were installed in 2013 and consisted of 1x1, 2x2, 4x4 meter spacings, 2x2 meter spacing with hydroseeding of fast-growing herbaceous plants and a control plot. During the first two years, the hydroseeded plot showed the highest root length per volume of soil (RLD) and a complete cover of vegetation which limited erosion, but decreased the aboveground biomass of the trees. At the end of the three years of study, canopy closure and greater tree RLD suggested the 1x1 meter spacing was the most effective tree spacing in reducing rainfall impact, even if this treatment with greater intraspecific competition among trees was potentially vulnerable to drought conditions and wind throw. The other two spacings (2x2 m and 4x4 m) created the best conditions for tree growth (diameter, height and aboveground biomass), but had less developed root systems (RLD) and greater canopy opening. Because of the low soil loss starting the second year in all treatments, the most favourable spacings for tree growth (2x2 m or 4x4 m) should be recommended, rather than treatments that might better control erosion (2x2 m with hydroseeding or 1x1 m spacings). Finally, similar studies should be conducted with slow-growing grass mixes that are more compatible with sustained tree growth. Also, experiments with soil more vulnerable to erosion would demonstrate better the effect of different tree spacings on soil loss.

2.2 Résumé

Dans une mine d'or à ciel ouvert, l'extraction de roches de faible teneur en minéraux implique la génération d'un volume important de stériles miniers. L'intégration effective de la halde à stériles dans le paysage forestier dépendra du mode de révégétalisation et de son efficacité à contrôler l'érosion des sols perturbés. Des plantations d'arbres à croissance rapide pourraient limiter les pertes de sols mais un design approprié pour atteindre cet objectif reste à déterminer. Cette étude cherche à définir l'influence de la densité de plantation d'arbres à croissance rapide sur le contrôle de l'érosion du sol recouvrant des pentes de stériles (33%) en région boréale. Un dispositif in situ comportant trois espacements entre les peupliers hybrides (1x1, 2x2, 4x4 mètres), et un ensemencement de graminées à croissance rapide combiné à la plantation d'arbres (2x2) a été installé en 2013. Durant les deux premières années de plantation, les herbacées ensemencées totalisaient la plus grande longueur de racines par volume de sol (RLD) et leur couverture complète des parcelles permettaient de limiter l'érosion mais affectait la croissance en biomasse aérienne des arbres. À la fin des trois années d'étude, le traitement 1x1 se caractérisait par une fermeture du couvert forestier et un RLD des arbres plus important que dans les autres traitements ; cette plantation pouvant être considérée comme efficace pour réduire l'impact des pluies sur l'érosion mais étant potentiellement vulnérable aux conditions de sècheresse. Les deux autres espacements (2x2 et 4x4) créaient de meilleures conditions pour la croissance de la biomasse aérienne des arbres mais présentaient des systèmes racinaires moins développés (RLD inférieurs) et une ouverture du couvert arboré. Les faibles taux d'érosion à partir de la deuxième année dans tous les traitements font recommander pour ce site les espacements les plus favorables à la croissance des arbres (2x2 ou 4x4) plutôt que les traitements susceptibles de mieux contrôler l'érosion (2x2 avec ensemencement ou 1x1). Finalement, des études similaires devraient être réalisées à partir de design incluant des mélanges d'herbacées à croissance plus lente et ainsi compatibles avec une croissance soutenue des arbres. D'autres part, des sols plus

vulnérables à l'érosion permettraient de mieux distinguer l'effet des différents espacements d'arbres.

2.3 Introduction

In recent years, the decontamination, rehabilitation and revegetation of sites disturbed by mining activities has gradually become a legal requirement in several countries around the world. Mine solid waste management can be considered as the most important environmental commitment for the mining companies (Spitz and Trudinger 2008), especially in the case of open pit mines, which generate a larger amount of waste rock than underground mines (Dudka and Adriano 1997). Waste rocks, i.e. all material removed from the mine pit other than topsoil, subsoil and ore, are dumped in stockpiles often several meters high. Management of these waste rock piles is important because they are the most visible component and the largest part of the project landscape footprint.

Waste rock slopes can be covered with soil to increase revegetation success, but this soil is often poorly structured and thus highly vulnerable to erosion. The term 'erosion' relates to the process of detachment and transport of soil particles and rock caused by water, wind, waves, flowing ice, and mass movement (Gray and Sotir 1996) ; rainfall and snowmelt being the two erosion factors of the study area. Erosion can be responsible for soil quality degradation, through removal of organic matter and fertile topsoil. Erosion can aggravate the disturbance of the ecological balance by human activities and results in negative impacts on water, soil and vegetation (Gray and Sotir 1996), so affecting the delivery of vital ecosystem goods and services. Tree canopy, herbaceous cover and plant root systems are three different components that can influence erosion processes.

The seeding of mixtures of fast-growing grasses and legume species is the most common practice adopted to control erosion processes on soil covers applied to waste rock slopes (Skousen and Zipper 2010). This method provides effective soil protection against raindrop impact, due to a quick and complete development of ground canopy cover (Andreu et al. 2008). Herbaceous root systems are comprised of fine, numerous roots and can be effective in bonding the whole soil mass (Norris et al. 2008a). Indeed small diameter roots (1-20mm) greatly contribute to soil erosion control (Styczen and Morgan 1995) through hydrological effects (increasing water absorption by the plant, improving soil permeability and so decreasing soil saturation), as well as reducing soil erodibility through soil cohesion and adhesion effects.

Revegetation of waste rock slopes by planting fast-growing trees can also contribute to erosion control while promoting the restoration of woody landscapes when mines are located in forest environments. Mine landscape rehabilitation with tree cover can reduce disturbance impacts of habitat loss and fragmentation on ecosystem services (Fahrig 2003). In the ecozone of the boreal humid forest, weeds can strongly colonize hybrid poplar plantings (Ann et al. 2008), resulting in a complete and diversified cover of vegetation which minimizes the time when bare slopes are subjected to potentially erosive rainfall or snowmelt. Thus both tree and herbaceous vegetation layers may contribute to erosion control in plantations.

Plant leaves intercept rain and transpire water which reduces the amount and intensity of water reaching the soil and so limits the rainsplash process and surface runoff (Stokes et al. 2008). Kittredge (1948) explained that interception of rainfall in a hardwood forest was proportional to canopy density. Stokes et al. (2008) explain that plant leaves intercept rain and transpire water decreasing the amount and intensity of water reaching the ground, limiting the water saturation of the soil and so reducing the rainsplash process, surface melting and runoff; plant stems capture the eroding soil and

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

reduce runoff velocities and the energy of overland flow to detach and transport soil particles ; and finally plant roots increase soil cohesion, reducing soil susceptibility to detaching agents.

In plantations, the development of both tree and herbaceous vegetation layers will be related to competition levels associated with plantation design. Tree growth after planting will also depend on the above and belowground biomass production of the grasses (Hoomehr 2012). Furthermore, tree size and spacing will in turn impact the composition and production of herbaceous species (Scholes and Archer 1997). DeBell et al. (1996) found that wide tree spacings accumulated a greater proportion of biomass in the branches. Shoot to root ratio will constantly evolve from the status of roots dominating (belowground growth) in early tree growth stages to shoots dominating (aboveground growth) in later stages (Norris et al. 2008a), which could change understory efficiency to erosion control.

Fast-growing trees such as hybrid poplars can establish on waste rock soil covers. However, these trees may be very sensitive to water and nutrients competition (Ann et al. 2008), especially in waste rock slopes where water availability and storage may be limited. Blake (1984) showed a wide variability between poplar cultivars concerning stomatal morphology and water-use efficiency. The same author explained that under drought conditions, shoot: root ratio modifications strongly contributed to tree survival. In the first growing season, hybrid poplar seems to be particularly sensitive to competition from cover crops because of restricted water uptake; the best growth of the poplar stands being during the canopy closure process (up to three years from planting), in sites where herbaceous cover is controlled (Shock et al. 2002). In the same way, Marino and Gross (1998) explain that when there was a low intra or inter-specific competition – ie. in the present study poplar or herbaceous competition - poplar

invested more energy in shoot growth. By contrast when subjected to high levels of competition, carbon was preferentially used in root growth.

Although the nutrient and water needs of hybrid poplars are relatively high compared to other species (Jassal et al. 2013) and weed competition is considered a great threat during the first years (Stanturf et al. 2001, Ann et al. 2008), hybrid poplars' response to nutrient competition and water stress shows high potential for revegetation and erosion control (Casselman et al. 2006). Indeed, intra- or interspecific competition could promote hybrid poplar root development. For example, some clones respond to water stress by increased root growth (Larchevêque et al. 2011b). Friend et al. (1991) showed that under high plantation density (1x1m spacing) rooting covers an area six times greater than the canopy and each root system overlapped with one another. Those root systems would improve root occupancy and create a matrix which would prevent the detachment of soil particles.

The present study will specifically deal with waste rock slopes characterized by poor soil structure, low moisture (due to the high proportion of coarse slope forming materials), low content in plant nutrients and depleted soil microbial populations which create adverse conditions for plant growth (Sheoran et al. 2010). The main research objective was to propose an alternative to the traditional revegetation strategies of waste rock slopes which are based on seeding of fast-growing grasses and legume species. The research project compared the effect of different planting densities of hybrid poplars on erosion control effectiveness, and tree survival and development. More specifically, the influence of varying tree spacing and herbaceous covers on the root, understory and canopy development was studied in a randomized complete block design with three replicates. The three following hypotheses were tested:

- An interspecific competition with seeded herbaceous plants will affect aboveground tree growth.
- Higher planting density will produce greater poplar Root Length Density (RLD) (roots length/soil volume) and canopy cover.
- Plots with higher vegetation (tree and understory) cover and RLD will result in lower soil losses.

2.4 Methods and materials

2.4.1 Site description

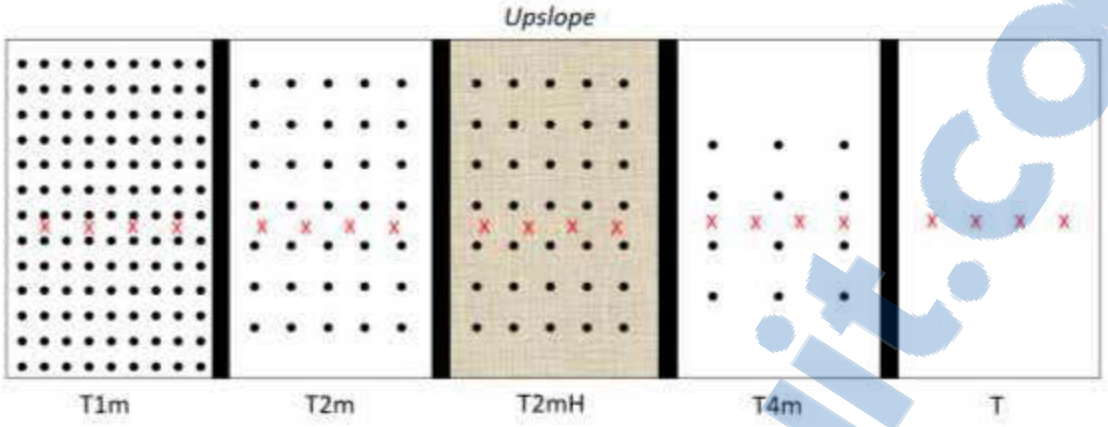
The study site is located at the Canadian Malartic mine (48°06'47"N, 78°07'58"W) in the Abitibi region of Quebec, Canada. Canadian Malartic is an open pit gold mine. The ore extracted is mineralized greywacke and represents a small fraction of the mined material which generates a large amount of waste rock. Analysis of the waste rock revealed low sulphur contents (less than 1%) with trace metal concentrations lower than Quebec regulatory thresholds for residential land (Gouvernement du Québec 2016). The site belongs to the white birch domain (bioclimatic domain) which occupies the southern portion of the boreal zone (Gauthier et al. 2009). The experimental plots are surrounded by forest stands which include jack pine (*Pinus banksiana Lamb.),* black spruce (*Picea mariana (Mill.) Britton*), trembling aspen (*Populus tremuloides Michx.),* white birch (*Betula papyrifera Marsh.*), tamarack or eastern larch (*Larix laricina (Du Roi) K. Koch*, and balsam fir (*Abies balsamea (L.) Mill.*). In this boreal region, the growing season typically begins in mid-May and ends in early October with a mean temperature during the three warmest months (June, July, and August) around 18–19°C. The mean annual temperature is 1°C, and the mean number of frost-free days is 80. Mean annual precipitation is around 900 mm (Environment Canada 2011).

2.4.2 Experimental design

The experimental plots of the plantation were separated by 4m-wide buffer zones without trees. The design consisted of 15 experimental plots measuring 8 x 12m in a randomized complete block design. The 5 following treatments were randomly distributed in 3 replication blocks (Figure 2.1):

T: Plots without hydroseeding and without trees (control plot);
T1m: Plots without hydroseeding and 1x1m tree spacing;
T2m: Plots without hydroseeding and 2x2m tree spacing;
T2mH: Plots with hydroseeding and 2x2m tree spacing;
T4m: Plots without hydroseeding and 4x4m tree spacing.

(a)



(b)

Figure 2.1 Picture of the plantation and experimental design (Not drawn to scale). (a) Plantation picture including three of the experimental plots (T2m, T2mH and T1m) two months after planting (July 2013). The black arrows indicate the position of the erosion pins for soil loss measurement. (b) One replication block of the experimental design: black dots represent trees, red crosses the position of the erosion pins. Depending on the spacing, 12 (T4m), 35 (T2m) or 117 (T1m) trees were present in each plot.

2.4.3 Substrates

The plantation was established in May 2013 on 33% slopes (7 m elevation, west to south-west slope orientation) covered with 50cm of overburden topsoil. The overburden topsoil is a planosol (FAO, 2015) coming from a swamp area above the mine pit that had been previously colonised by conifers. The topsoil had been stockpiled for 30 to 36 months before use in 7 m high piles with a 2.5:1 slope. The overburden topsoil is characteristic of the Clay Belt of Northeastern Ontario and Northwestern Quebec (Harper et al. 2003). It consists of the uppermost 30 cm of dark (organic-rich) soil layers (O and A horizons) that had been set aside prior to the excavation of the open-pit. In May 2013, soil layers were dumped by trucks in waste rock slopes and spread with a mechanical shovel.

Rapport-Gratuit.com

Soil samples were collected during tree planting in May 2013 (Table 2.1); one sample (0-10cm depth) per plot for chemical characterization. Soil and waste rock characteristics did not show evidence of toxicity. Soil nutrient analyses were conducted on sieved (2 mm mesh), finely ground, oven-dried samples (50 °C) by the Lakehead University Centre for Analytical Services (Thunderbay, ON, Canada). Total nitrogen (N) and sulphur (S) were determined by the Dumas combustion method (CNS 2000, LECO Corporation, Mississauga, ON) and organic carbon (C) by the thermogravimetric method (LECO TGA, Missisauga, ON).

Table 2.1 Initial soil and waste rock characteristics. Mean (standard error, SE); N = 3, except on waste rock. All values are expressed on a dry matter basis.

	Unit	Overburden topsoil	Waste rock	Regulatory threshold** (residential lands)
pH		5.9 (0.2)	6.7 to 9	
EC*	$mS.cm^{-1}$	0.4 (0.1)		
OM*	%	20 (3)		
total N	%	0.6 (0.3)		
total P	$g.kg^{-1}$	0.6 (0.02)		
total S	%	0.3 (0.05)		
total Ca	$g.kg^{-1}$	10 (1)	15	
avail. K*	$g.kg^{-1}$	0.1 (0.005)		
avail. Mg*	$g.kg^{-1}$	0.6 (0.04)		
avail. Na*	$mg.kg^{-1}$	22 (2)		
Olsen-P	$mg.kg^{-1}$	1.1 (0.5)		
avail. Cu*	$mg.kg^{-1}$	7.4 (0.4)		
avail. Fe*	$g.kg^{-1}$	0.3 (0.03)		
avail. Mn *	$mg.kg^{-1}$	75 (10)		
avail. Zn *	$mg.kg^{-1}$	4.5 (0.4)		
total Al	$g.kg^{-1}$	14 (0.8)	9.5	
total As	$mg.kg^{-1}$	6.2 (1.9)		5
total B	$mg.kg^{-1}$	3.5 (0.7)		
total Ca	$g.kg^{-1}$	10 (0.7)		
total Cd	$mg.kg^{-1}$	0.24 (0.09)	0.2	0.9
total Co	$mg.kg^{-1}$	5.1 (1.9)		20
total Cr	$mg.kg^{-1}$	217 (34)	123	85
total Cu	$mg.kg^{-1}$	50 (2)	25	50

total Fe	$g.kg^{-1}$	28 (1.4)	24	
total K	$g.kg^{-1}$	4.6 (0.6)	10	
total Mg	$g.kg^{-1}$	14 (1.4)	10	
total Mn	$mg.kg^{-1}$	404 (23)	372	1000
total Mo	$mg.kg^{-1}$	3.7 (0.6)		6
total Na	$g.kg^{-1}$	0.2 (0.04)	0.2	
total Ni	$mg.kg^{-1}$	94 (10)	57	50
total Pb	$mg.kg^{-1}$	76 (22)	31	40
total S	$g.kg^{-1}$	3.4 (0.9)		
total Sr	$mg.kg^{-1}$	101 (5)		
total Ti	$g.kg^{-1}$	0.95 (0.08)		
total Zn	$mg.kg^{-1}$	96 (7)	63	120

*OM, organic matter; EC, electrical conductivity; avail., available.
**Government of Quebec (2016)

A conversion factor of 1.72 was used to convert organic carbon to organic matter (Nelson and Sommers 1982). Following HNO3-HCl digestion, sample concentrations of total P, K, Ca, Mg, Na, Al, As, B, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, and Zn were determined by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry (ICP-AES, Vista PRO, Varian Canada, Mississauga, ON). Available-P was determined colorimetrically on sodium bicarbonate extracts of the soils (Olsen 1954). Bulk pH was determined from saturated soil pastes, while soil electrical conductivity was determined from a 1:2 (soil:water) extract. Soil texture was determined using the hydrometer method (Bouyoucos, 1962).

2.4.4 Tree planting

Hybrid poplars (*Populus maximowiczii A. Henry × Populus balsamifera L. (M × B)* - clone 915319) were planted on all plots in May 2013. Trees were locally-sourced and provided by the Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec (MERN). This hybrid was selected for its erosion control potential because of a high proportion of its biomass coming from the roots under water stress conditions (Larchevêque et al. 2011a). Indeed, the comparison between two hybrids and a native

poplar showed that a M x B hybrid presented the highest resistance to drought stress (Larchevêque et al. 2011b). The trees were clonally propagated one-year-old whips, i.e. 1-m long cuttings, which were planted directly into the soil to a depth of 30 cm. Fertilization at planting involved the application of 15 g ammonium nitrate (34.5-0-0) and 15 g triple superphosphate (0-45-0) into a slit made with a spade near the base of each tree (20 cm from the tree and 15 cm deep).

Trees were planted in the lower half (lowest 12 metres) of the slope to improve the slope's mechanical stability (Styczen and Morgan 1995). In the upper half of the slope, 2 lines of fast-growing willows were planted at a high shoot density, and hydroseeding was applied on the upper-most 2 metres to limit water run-off and soil erosion in this vulnerable zone reaching the experimental plots. Hydroseeding was applied with a 8-32-16 fertilizer (8% N, 32% P and 16% K, di- and mono-ammonium phosphates and potassium chloride) (750 kg/ha) and the following seed mix (100kg/ha): *Lotus corniculatus* (15 %), *Trifolium repens* (7 %), *Trifolium hybridum* (3 %), *Trifolium pratense* (10 %), *Avena sativa* (11 %), *Lolium perenne* (12 %), *Poa pratensis* (15 %), *Festuca rubra* (15 %), *Sorghum bicolor* (12 %).

2.4.5 Erosion measurement

The erosion pin technique allows identification of "ground advance" and "ground retreat" (Loughran 1989, Haigh and Gentcheva-Kostadinova 2002). Soil loss was monitored by taking comparative measurements with erosion pins in the spring, summer and autumn in 2013, 2014 and 2015. The measurement frequency was a function of the changing seasons (7 data collection campaigns); beginning just after all of the snow had melted (except in 2013) and finishing just before the first snow.

Erosion pins are nails or metal or steel rods inserted into the soil avoiding any disturbance from the weather or incidental trampling. Haigh (1977) recommends installing the pins perpendicularly to the slope gradient and notes the precise millimetre-scale accuracy of the method. The pins used in the present project were 70 cm long metal rods (0.6 cm diameter) inserted 40 to 50 cm deep into the soil on 4 m transects (4 pins per plot). Transects were approximately established 6.5 m downslope from the first line of poplars, 50 cm below the closest trees. The degree of erosion was taken to be the measurement of the pin length when facing upslope. The soil loss (or gain if sediment deposition was present) between two measurement dates was derived from these measurements.

2.4.6 Root sampling

The auger sampling method was used to study the root system morphology (Reubens et al. 2007). This method is considered to be an efficient method in assessing root density and root length density (i.e. the length of roots per unit volume of soil - expressed in $cm.dm^{-3}$) in the top soil layer (Reubens et al. 2007).

The core samples were collected around one selected tree in each plot during each measurement campaign (May, July and October 2014 and 2015). The tree selected in the spring was located in the centre of the plot. Then, in the summer and autumn sampling campaign, the tree on the right and left hand side of the plot centre respectively was selected. A collection of six to eight cores per tree was taken, based on a design inspired by the method of a Voronoï polygon (Snowdon et al. 2002). Two quadrats were superimposed in the field, one to the right and above the selected tree, the other to the left and below the selected tree. Samples were collected randomly in three areas of each quadrat: one sample from the most distant area from the tree, another from the closest area, and one to two samples from the intermediate area. The auger

diameter was 8 cm (Eijkelkamp). The target core depth was 10 cm but ranged from 8 to 14 cm. Each core length was noted in order to precisely calculate the corresponding core volume. Where the auger could not penetrate the ground sufficiently, coring was performed in an adjacent location.

Finally, for each sample, the roots and organic residues were washed using tap water and then scanned (8 bits per pixel grey levels images). The tree and herbaceous plant roots were separated after washing, based on colour and architecture. The roots scans were analysed using the WinRhizo software (Regent Instruments Inc., Quebec, Canada). This is considered to be the most widely recognised software in plant stress research (Pang et al. 2011), giving information on root length, area and volume, and classifying these parameters according to the root diameter. The software also calculates the root length density expressed in $cm.dm^{-3}$. This is a crucial parameter for estimating root development (Pierret et al., 2000).

Roots were then oven-dried and weighed to obtain root biomass. From the biomass data, the specific root length of fine roots was determined by dividing the root length by the dry mass of fine roots (diameter <2mm). This ratio is an indicator of root growth (Zhang et al. 2015), carbon allocation (Pimentel Rosado et al. 2011) and ability of the plant to take up water and nutrients (Ostonen et al. 2007, Besharat et al. 2010, Pimentel Rosado et al. 2011).

2.4.7 Aboveground plant development

2.4.7.1 Understory vegetation cover

A non-destructive method was used to assess the understory cover - i.e. the point intercept method (Jonasson 1983). Practically, a sharp rod (5mm diameter) was vertically dropped every 10 cm on the same transect line (5 m long, *i.e.* 50 reading positions) as the one used for the erosion pins. At each rod position, the number of contacts of each plant species with the rod was noted to obtain understory cover and biomass, as well as information on whether the plant parts were alive or dead or litter. This measurement was carried out in Spring (May 2014 and 2015) when the understory cover was maximal (July 2014 and 2015). In Fall (2013, 2014, and 2015), only the presence or absence of each species at each measurement point was recorded to obtain understory cover.

2.4.7.2 Tree canopy development

A plantation inventory was carried out in the Fall in 2013, 2014, and 2015 and consisted of data on maximal height, basal diameter and mortality of all trees. All trees were also measured at planting. In the Fall, maximum tree crown width was measured perpendicularly to the slope (D_1) and normally to the slope (D_2) for 6 randomly selected trees per plot; these two diameters were used to estimate the canopy cover by considering the canopy as an ellipsis ($Area=\pi*D_1*D_2/4$).

2.4.8 Statistical analysis

Statistical analysis was performed using the R package (R Core Team / version 3.2.3 / 2015) at the 0.05 significance level. A randomized block analysis of variance was carried out in order to identify if a significant difference among the treatments occurred for the studied parameters - i.e. erosion (cm), root length density (cm/dm^3), understory percentage cover (%), poplar canopy cover percentage (%) and height (m) and diameter of the trees (cm). A multiple comparison of means was conducted with a paired t-test (Holm) to specify which pairs of treatments were significantly different. Pearson's correlation coefficients (r) were used to assess the strength of the relationship between erosion and the other measured variables.

2.5 Results

2.5.1 Soil erosion

Since the first erosion pin measurement in July 2013, two different changes in soil surface level could be identified: soil loss during the spring snowmelt (between October 2013 and June 2014) and soil deposition during the summer rainfall (between June and October 2013 or June and October 2014). So, for the analysis, the data were separated into two time periods associated with either soil loss or soil deposition.

The treatment T2mH showed the lowest soil loss during the first year after planting, while the control treatment (T) suffered the highest rate of soil loss ($p<0.001$, Figure 2.2). The three other treatments (T1m, T2m and T4m) presented intermediate soil losses compared to T2mH and T (Figure 2.2).

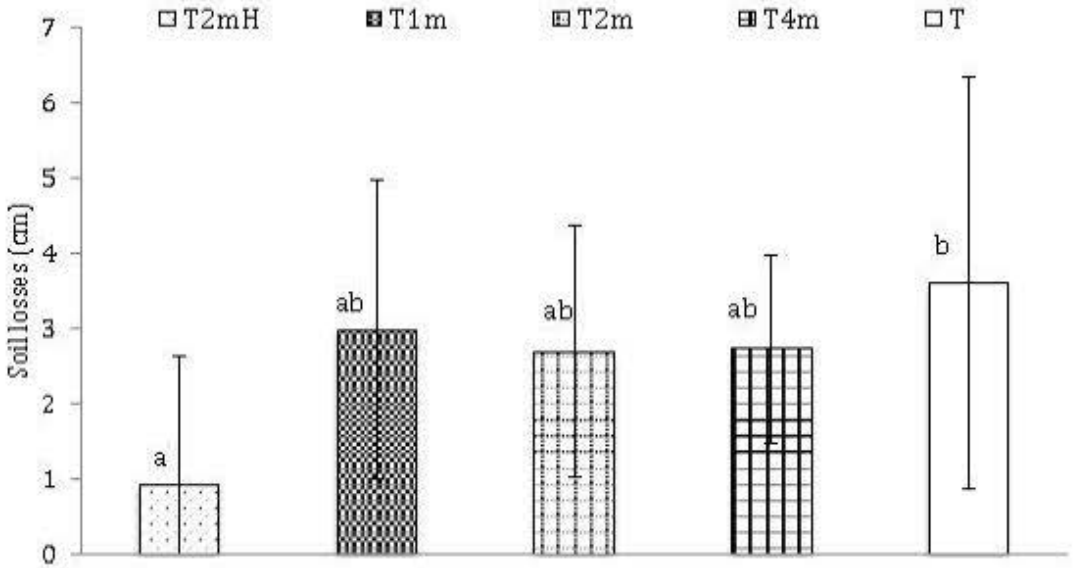


Figure 2.2 Mean soil losses in cm during the 2014 spring snow melt. (N=12). Bars denote SD. Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter (a < b).

2.5.2 Vegetation cover and tree growth

2.5.2.1 Tree survival and growth

Tree survival was close to 100% for all the treatments at the end of the experiment. Tree height was greater in October 2014 for T1m than T2mH ($p<0.001$) and T4m ($p<0.01$), and greater in T2m than T2mH ($p<0.001$) and T4m ($p<0.05$) (Figure 2.3). The differences in tree height increased over time between T2mH and the other treatments. T1m gave the highest height/diameter ratio (H/D) among the four treatments over the two years ($p<0.001$) and a lower aboveground biomass than T2m ($p<0.001$) and T4m ($p<0.01$) in 2015 (Figure 2.4). T2mH was characterised by a lower height and aboveground biomass than T2m ($p<0.001$, Figure 2.4).

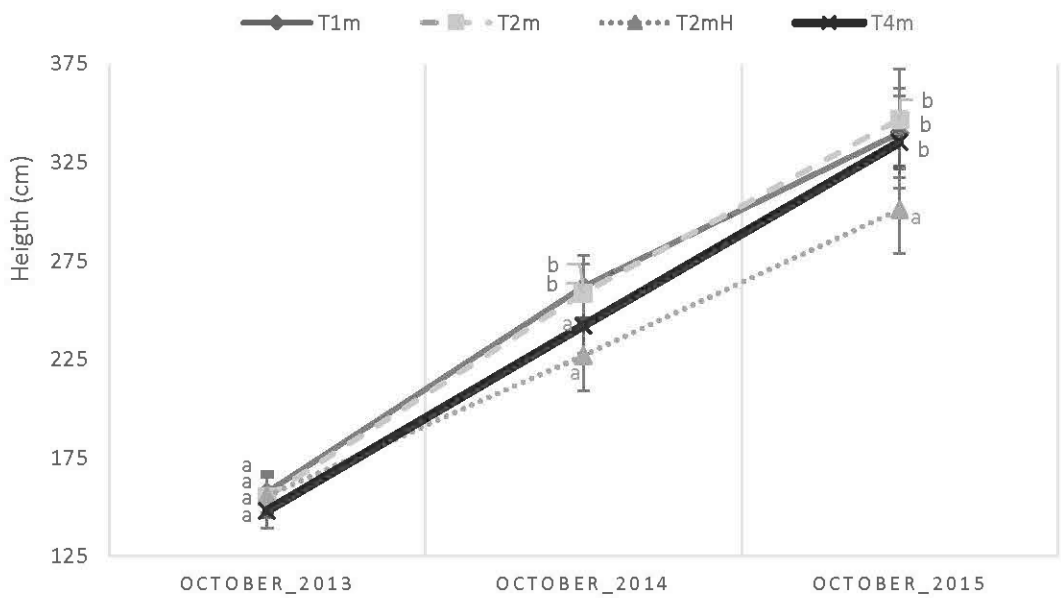


Figure 2.3 Mean poplar height in cm the first, second and third year after planting (T1m: N=351; T2m and T2mH: N=105; T4m: N=36). Bars denote SD. Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter for each year (a < b).

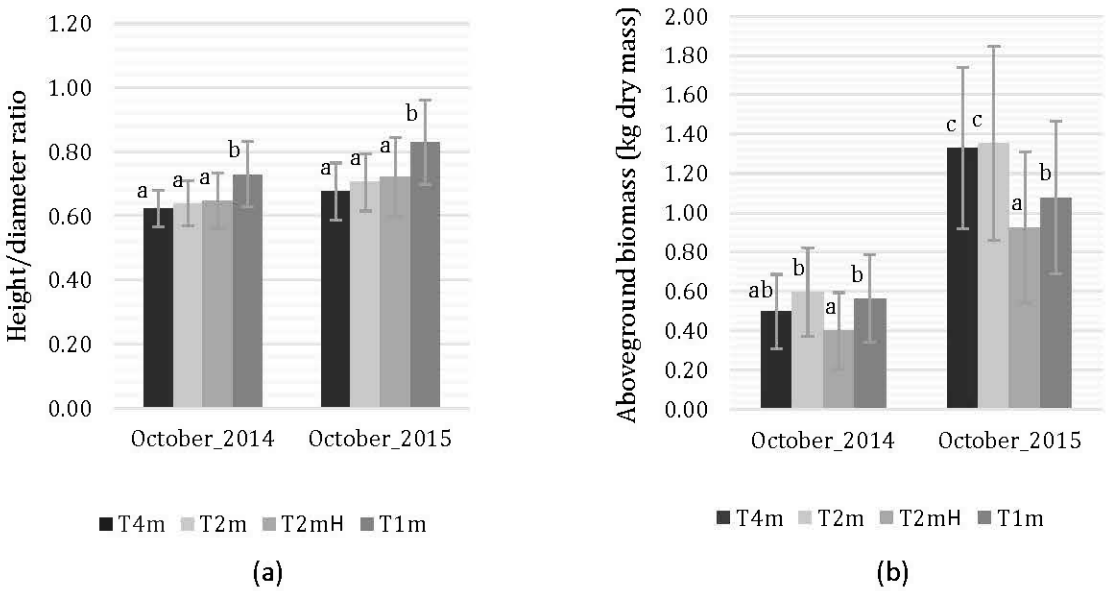


Figure 2.4 (a) Mean poplar height/diameter ratio and (b) aboveground biomass (g) two and three years after planting (T1m: N=351; T2m and T2mH: N=105; T4m: N=36). Bars denote SD. Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter at each date (a < b < c).

2.5.2.2 Poplar canopy cover

Poplar canopy cover depended on the spacing, with the tree canopy cover increasing with planting density in the second (2014) and third year (2015) after planting ($p<0.001$, Figure 2.5). The comparison between T2m and T2mH showed that hydroseeding decreased canopy cover ($p<0.001$, Figure 2.5) and canopy diameter ($p<0.001$, Figure 2.6) of the trees the second year after planting, but this effect declined by the third year after planting. By then the difference was no longer significant for canopy cover, while it remained significant for canopy diameter ($p<0.01$).

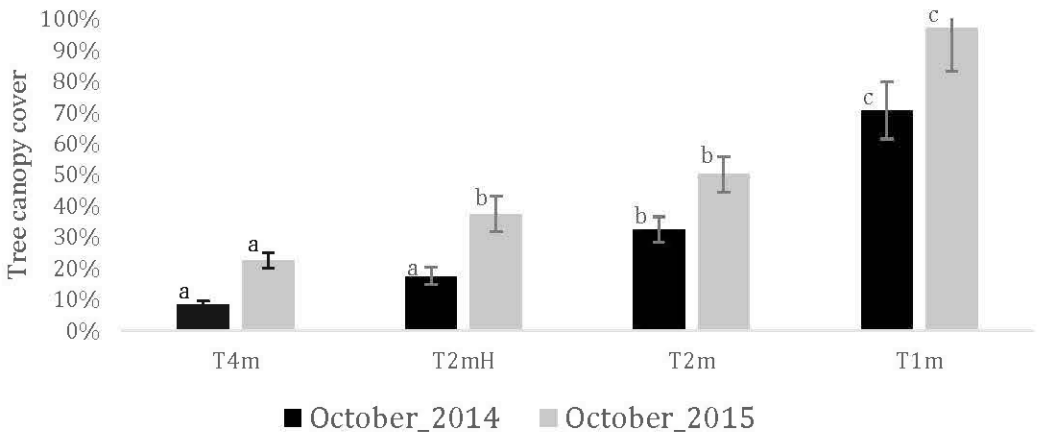


Figure 2.5 Mean poplar canopy cover in percent. Bars denote SD (N = 18). Different means ($p<0.05$) among treatments are indicated for each year separately by different letters (a<b<c).

The T1m and T4m treatments presented similar canopy diameters in October 2014, despite the large difference in tree spacing (Figure 2.6). The T4m poplar showed the greatest increase in canopy diameter between the second and third year of the plantation, making it the treatment with the highest canopy diameter in October 2015 (Figure 2.6).

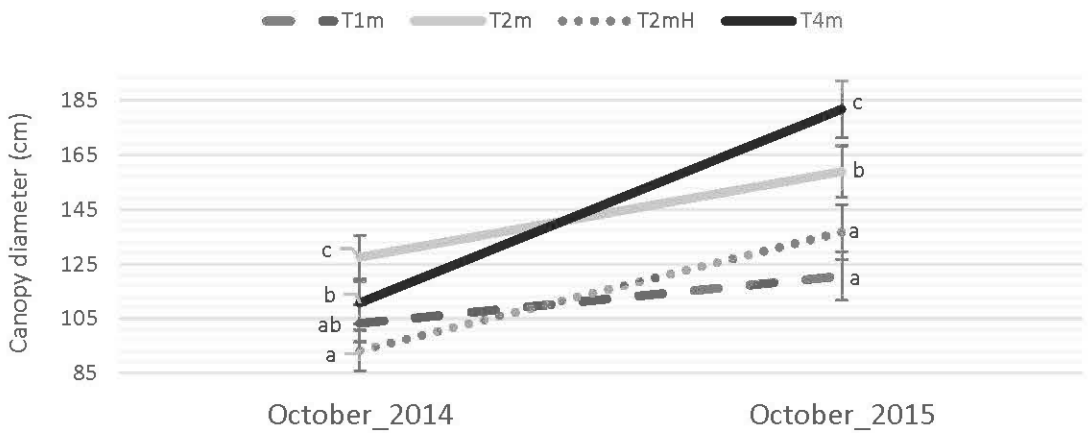


Figure 2.6 Mean canopy diameter in cm. Bars denote SD (N = 18). Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter for each year (a < b < c).

2.5.2.3 Understory canopy cover

The development of the understory cover from naturally colonising species after planting resulted in a comparable aboveground cover for all treatments by the end of the growing season in 2014 and 2015 (Figure 2.7). The understory cover was similar between treatments without hydroseeding (with or without trees) except in July 2015 where T1m showed the lowest understory cover ($p<0.001$). The herbaceous development was much quicker in the T2mH plots; understory cover being significantly greater in September 2013 ($p<0.01$) and May 2014 ($p<0.01$) than for all other treatments (Figure 2.7).

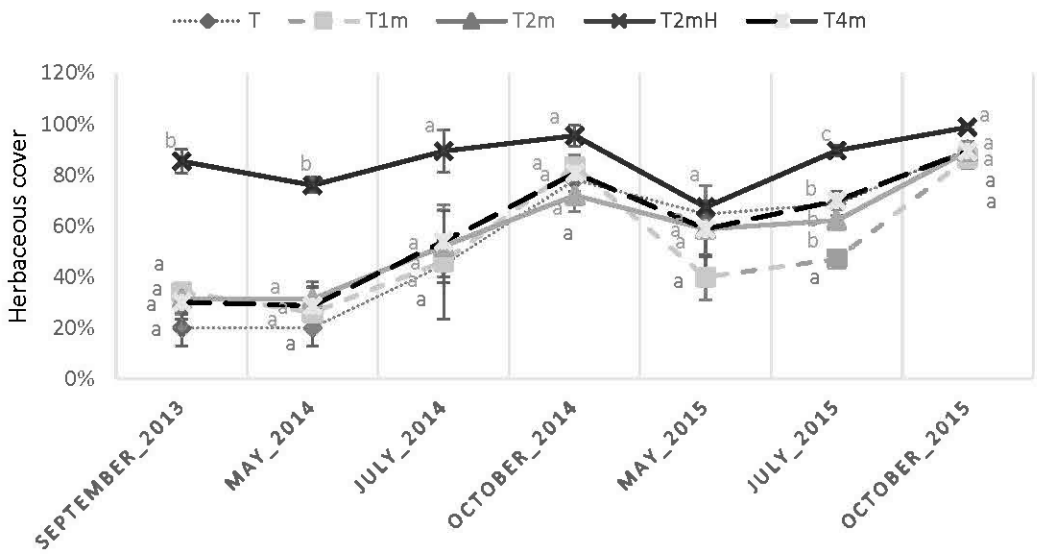


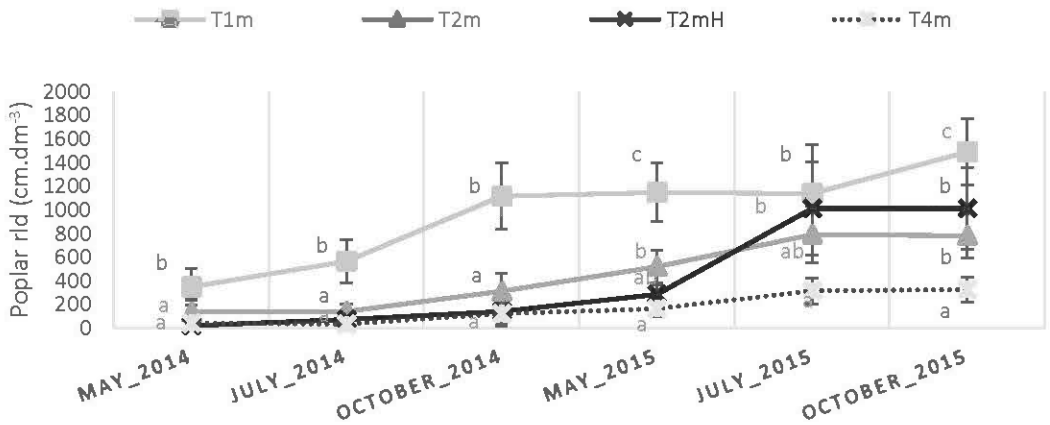
Figure 2.7 Mean understory cover in percent during the growing season since plantation establishment (N = 3 transects). Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter at each date (a < b<c).

2.5.3 Poplar and herbaceous root morphology

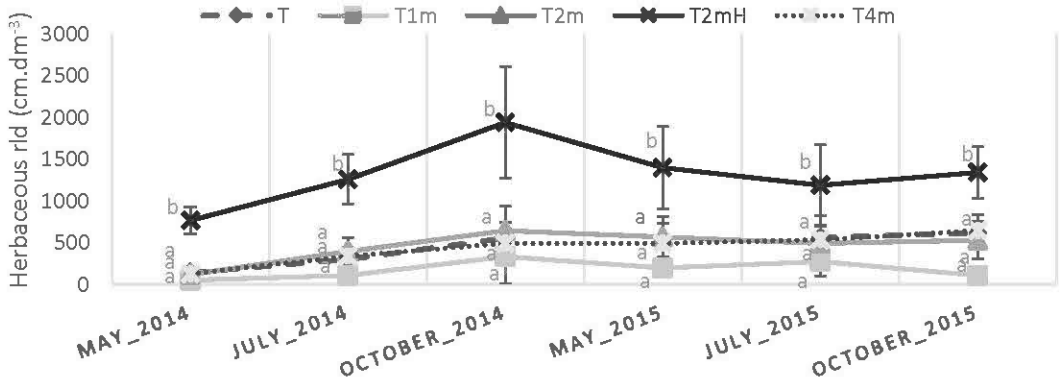
The RLD was the most useful parameter to discriminate the differences between the treatments during the first three years after planting. By contrast, mean root diameter and root biomass were similar among treatments. Sampled roots with a diameter less than 2 mm still accounted for the largest part of the total root length (93%) by the end of the study (Results not shown).

Poplar RLD was significantly higher in T1m than in all other treatments at all sampling dates except when compared to T2mH and T2m in July 2015 ($p<0.001$, Figure 2.8a). The seasonal variation (May-October) was greater for T1m during the second year of growth and for T2mH during the third year of growth. The poplar RLD difference between T2m and T4m was significant from the beginning of the third year of growth ($p<0.05$).

The treatment T2mH showed a significantly greater herbaceous RLD than the other treatments for all sampling date ($p<0.001$) (Figure 2.8b). The root systems of the naturally colonizing plants in T1m, T2m, T4m and T plots never reached the RLD range of the hydroseeded plants in T2mH.



(a)



(b)

Figure 2.8 (a) Mean poplar (N = 18) and (b) herbaceous RLD (N = 24) by treatment over the growing seasons since planting. Bars denote SD. Means that do not differ at the 0.05 level are noted with the same letter at each date (a < b < c).

When combining herbaceous and tree RLD, T2mH presented the greatest total RLD for all sampling periods. The contribution of herbaceous roots to total RLD decreased over time for all treatments, particularly for the T2mH with a tree / herbaceous roots

ratio increasing from 0.07 (October 2014) to 0.7 (October 2015) (Table 2.2). The T1m treatment had the second highest total root development due to the contribution of the many closely spaced trees. Finally, T1m had, in October 2015, a significantly higher mean diameter of poplar roots compared to T2m ($p<0.01$), T2mH and T4m ($p<0.001$) and a lower proportion of fine roots compared to all other treatments ($p<0.001$) i.e. length of the roots with a diameter less than 2 millimetres/total root length (results not shown).

T4m and T2mH had developed a greater specific root length - ie. ratio of the root length by the dry mass of fine roots (diameter <2mm) - of the poplar roots by October 2015 compared to other treatments ($p<0.001$).

Finally, correlations between erosion rate and explanatory data – i.e. poplar cover, understory development and RLD were carried out, but no strong correlation between the variables was found.

Table 2.2 Tree / herbaceous RLD ratio and Total RLD in October 2014 and October 2015. Means, with SE in parentheses.

	Tree / herbaceous RLD ratio		**Total RLD ($cm.dm^{-3}$)**	
	2014	**2015**	**2014**	**2015**
T1m	3.38	13.73	1448 (361)	1599 (408)
T2m	0.49	1.48	954 (247)	1308 (211)
T2mH	0.07	0.76	2076 (656)	2351 (337)
T4m	0.26	0.51	611 (212)	968 (170)

2.6 Discussion

2.6.1 Tree aboveground growth, understory cover and aboveground competition

Tree survival was 100% for all treatments three years after planting, which confirmed the ability of these hybrid poplars to acclimate to establishment on waste rock slopes despite the probably water-stressed environment. The planted trees showed similar or better growth rates compared to other hybrid poplar plantations under similar boreal conditions which confirms the adaptation of this cultivar to the site. Indeed, the treatments showed a mean height growth increments of 63 and 93 cm.year^{-1} during the first and second year respectively while the growth was lower than 40 cm.year^{-1} with the same poplar clone in the study of Larchevêque et al. (2011a). If water stress occurred, it may have been moderate, and/or the selected hybrid was able to tolerate it. There was no planting shock.

The degree of aboveground vegetation cover depended directly on tree spacing. Varying planting density simulated competition intensity and its consequences on stand dynamics, including light penetration and associated understory development. The time to reach canopy closure depended on planting density and was related to both the initial plot canopy cover and the increase in canopy diameter. Three years after planting, the highest density gave 100% ground cover while the lowest density planting had a better lateral growth but only partially covered the plot because of the extreme spacing. On the other hand, canopy closure resulted in lower understory cover (Klinka et al. 1996, Burger et al. 2009), which reduced the herbaceous strata contribution to rainfall interception. Indeed, light is an important limiting factor for the establishment of understory plants; canopy closure causing the loss of this strata or reducing its development (Klinka et al. 1996). However, partial shading could also promote

Rapport-Gratuit.com
Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

understory development under certain topoedaphic conditions; for example on a slope facing south and where there is low residual soil moisture (Alpern and Utz 2013).

Comparison between T2m and T2mH allowed confirmation of our first hypothesis. As predicted, the presence of a dense understory vegetation since the beginning of the planting in T2mH inhibited tree development in terms of height and stem diameter. Indeed the herbaceous strata is competitive for soil water and N (Boothroyd-Roberts et al. 2013) and this interspecific competition can result in a growth delay. However, the growth difference between T2m and T2mH decreased over time, which showed a good response of the hybrid poplar clone to interspecific competition.

Subjected to the higher intraspecific competition, T1m performance helped to confirm our second hypothesis, through the positive effect of the higher planting density on soil protection. In effect, the T1m plot reached canopy closure before the end of the study. The highest planting density tested in the study showed the highest height growth rate, possibly due to the carbon allocation strategy of the plants. The height can be positively correlated for some species with stand density (Nilsson 1994). Moreover, Hansen and Baker (1979) demonstrated that the mean annual aboveground biomass increment is greater in closer spacing treatments during the first years of planting for poplar stands. However, Strong and Hansen (1993) explain that these results are not valid in the long-term because of the high competition between trees and implications of this regarding mortality rate (and presumably subsequent ability to control erosion). A short distance between the trees implies limited access to photosynthetic radiations, high water and nutrient competition and a strategy to invest energy in height growth rather than diameter growth. Fewer trees (lower planting density) allow a more balanced carbon allocation for lateral, height and root growth.

In T2mH and T1m, aboveground growth analysis showed the interaction between understory vegetation and trees aboveground parts: herbaceous competition reduced the tree canopy development, while complete tree cover reduced understory development. However, the assessment of poplar response to competition must take into account the following root development analysis.

2.6.2 Tree and understory root development and belowground competition

Tree RLD was higher in T1m than in all other treatments since the beginning of the plantation. The poplar root system strongly continued to increase in this treatment during the third year of planting which is likely to improve soil cohesion and infiltration (Friend et al. 1991). Marino and Gross (1998) explained that, in the case of high competition, poplar invests more energy in root growth. Intra- or interspecific competition helps to increase root biomass of the selected polar hybrid because it reacts to increased water stress by increasing its root biomass (Larchevêque et al. 2011b). High density planting is characterized by spreading and overlapping root systems (Friend et al. 1991).

Tree root contributions to the total RLD increased over time for all the treatments but especially for the hydroseeded treatment. Since the second year of growth, herbaceous roots in the T2mH treatment were partially replaced by tree roots and the proportion of herbaceous roots decreased in T1m because of canopy closure. This evolution showed how the colonizing plants and tree growth may modify the occupation of soil by roots and how the difference between the treatments will be subject to change throughout the development of the plantation.

The root systems of all treatments were essentially comprised of fine roots which are considered to be the most effective in stabilising soil through cohesion and adhesion (Reubens et al. 2007). However, the root sampling method used might have under-estimated the coarse root proportion. This is because the sampling depth and spatial distribution did not capture tree root architecture but only measured root presence in the surficial soil. Trees develop coarse lateral roots, sinker roots and tap roots which penetrate deeply into the bed rock and improve with the fine roots the soil structure. Indeed root diameter heterogeneity will allow a better soil cohesion creating a stronger matrix (Reubens et al. 2007). Larger and deeper tree roots contribute more to slope reinforcement than shallower, thinner herbaceous roots (Gray and Sotir 1996), if these roots are able to develop in the waste rock under the soil cover. This potential benefit of tree plantation in waste rock slopes should be further investigated.

2.6.3 Influence of the planting design on erosion control in hybrid poplar plantations

The control treatment had the highest erosion rate as well as the lowest root development and total vegetation cover. As stated in the third hypothesis, the treatment with the lowest erosion rate (T2mH) had the highest root development and the greatest vegetation cover due to the hydroseeded understory plants. Indeed roots help control runoff erosion through improved infiltration and tree canopy limits splash processes (Reubens et al. 2007). In our study, greater competition levels for water and nutrients stimulated root development in the plots characterized by a high understory coverage (interspecific competition; T2mH) and by a close tree spacing (intraspecific competition; T1m). Soil cohesion created by extensive root development limits soil loss (Stokes et al. 2008). Therefore, T2mH and T1m could be considered as the most efficient treatments for erosion control during the first years of planting.

Tree spacing influenced understory cover and consequently rainfall interception and rainsplash detachment. The high density planting results gave the best soil protection of all the non-hydroseeded treatments, thanks to a higher tree cover from the third year of planting and an equivalent ground vegetation cover during the first and second year; the sum of tree canopies and understory vegetation providing the best cover for this treatment. However, the highest planting density is threatened by tree mortality and windthrow risks. Indeed, Benomar et al. (2012) showed that the same poplar clone as used in the present study at 1x1m spacing grows at a constant rate in height and diameter during the first six years of growth. Water demand increases, due to a greater aboveground biomass, which could result in individual mortality under drought conditions because of the poplar sensitivity to water stress (Larchevêque et al. 2011b). Moreover, a greater height and H/D ratio can be considered as factors of uprooting and stem breakage even if the root overlapping might stabilize trees at high density planting (Ruel 1995). Finally, a general silviculture management plan could be established in order to improve the performance of the planting in terms of tree growth, stability and natural regeneration, as well as soil erosion control.

2.6.4 Tree-compatible herbaceous species for erosion control

T2mH showed the slowest development of tree aboveground biomass because of the aggressive growth of the hydroseeded herbaceous plants. The understory vegetation would account for the best soil erosion control in T2mH (Pohl et al. 2009). Indeed, the root length density and cover of the grasses control erosion effectively during tree establishment. The first year results showed that trees were not able to control erosion because of the delays in tree root development and canopy closure. Since erosion rates will be higher on newly constructed slopes, it is essential to use mulching and an optimum grass and legume seed mix to protect the soil (Dyrness 1975).

A high risk of tree mortality is critical because of mine closure legal obligations, which could include woodland rehabilitation. Before combining hydroseeding with planting, the negative effects of herbaceous competition with trees should be considered and the best seed density and mix of carefully selected species in order to optimize both tree growth and erosion control (from the herbaceous species). Fields-Johnson et al. (2009) demonstrated that combining trees with non-competitive groundcover mixes caused less erosion than a conventional mix containing graminoids and legumes. One of the five steps recommended by the Forestry Reclamation Approach (FRA) for a successful reforestation on mine degraded land includes the use of ground covers that are compatible with growing trees (Burger et al. 2005). On this point, the same authors explained the importance of seeding "grasses and legumes that are slow-growing, have sprawling growth forms, and are tolerant to a wide range of soil conditions" in order to limit both erosion and competition with trees.

2.6.5 Erosion measurement considerations

The first measurement campaign (September 2013-October 2014) allowed an assessment of how the vegetation development influenced the soil loss associated with snowmelt. Subsequent measurements in May-October 2015 showed lower erosion rates. A visual inspection of the experimental plots did not reveal any apparent signs of a change in soil surface level over the experimental period. Indeed, there was no occurrence of rill or gully erosion and the changes in soil surface level were quite small and uniform at the plot level. The erosion pin method is recognized as being well suited to these study conditions and to meet the stated research objectives (Haigh 1977, Stroosnijder 2005). However, various factors can affect measurement accuracy: soil expansion caused by compression rebound, freeze-thaw processes, soil slaking, moisture swell, and roots expansion (Haigh 1977, Fields-Johnson et al. 2009).

Disturbances by animals and humans have also been cited as a reason for unreliable results, but this was negligible on the current experimental plots.

The low erosion rates could be related not only to the important understory development in all the treatments but also to the presence of woody debris, stones and other random surface roughness elements (de Vente et al. 2013) and to a topsoil rich in organic matter which positively affected soil structure and infiltration and thus limit erosion processes (Hoomehr 2012). The two lines of fast-growing willows planted in the upper half of the slope may also have played a role in limiting water run-off and soil erosion. All these conditions decreased soil surface vulnerability to erosion (Stokes et al. 2008).

2.7 Conclusion

The eroding behaviour of waste rock soil covers can be related to both root and aboveground biomass development associated with different planting designs. Even if the aboveground data is considered too premature to determine a stand evolutionary pattern, tree growth analysis can determine which design might ensure the best soil protection in the first three years after plantation, when soil is more vulnerable to erosion, and beyond. With regard to vegetation development in the plantations, erosion intensity was clearly associated with the herbaceous root length density and cover.

Waste rock slopes could be potentially rehabilitated with poplar trees because of the adaptation abilities of the selected hybrid to water and nutrients competition. Only the highest planting density reached a canopy closure in less than 3 years, which decreased the herbaceous cover beneath, so minimising competition for resources between the tree and understory vegetation. The highest penetration of light into soil in the three

other stand densities improved conditions for understory development and so will delay the canopy closure. Weed dynamics and low soil erosion rates make all the treatments, including the control plot, efficient with regard to erosion control objectives. An assessment of poplar and other forest trees' natural regeneration and establishment in experimental plots should help decide what tree planting strategies are required to restore the forest landscape or if natural processes alone are sufficiently reliable.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Le projet visait à étudier la possibilité d'employer, comme alternative à l'ensemencement herbacé, des plantations de peuplier à croissance rapide pour la revégétalisation et le contrôle de l'érosion de pentes de stériles miniers. Dans cet objectif de recherche, il a été comparé trois différents espacements et évalué, dans l'espacement intermédiaire, l'effet de l'ensemencement d'un mélange de graines commerciales à croissance rapide. Cette étude présente des critères quantitatifs et qualitatifs pour le choix d'une densité de plantation de peupliers hybrides qui faciliterait l'intégration des empilements de stériles miniers dans le paysage forestier ; l'espacement entre les arbres étant un facteur clé pour la dynamique de fermeture de canopée et de développement de couverture végétale du sous-étage.

L'étude de la croissance aérienne et racinaire des peupliers hybrides a permis d'estimer l'influence du facteur espacement sur l'état et l'évolution possible des plantations. L'excès de compétition pour l'eau pourrait être responsable d'une augmentation de la mortalité des arbres, ceux-ci étant susceptibles d'être soumis à un stress hydrique intense durant l'occurrence d'une sècheresse estivale. En effet, le substrat, recouvrant des roches de diamètre très hétérogène, demeure très drainant et les plantations expérimentales vulnérables à un manque de précipitations. De plus, cette analyse de dynamique de croissance des peupliers couplée avec celle du sous-étage montre l'importance des interactions entre les strates et la combinaison de leurs effets pour la protection du sol contre l'érosion.

Plus spécifiquement, la comparaison entre les traitements a révélé des différences notables pour les différents espacements testés. Les traitements se sont distingués au niveau de la forme de croissance des arbres, davantage en hauteur pour les plus fortes densités et en diamètre de canopée pour les peuplements les plus espacés, ou au niveau de la productivité aérienne, puisque, en fin de la troisième année d'étude, les traitements caractérisés par une compétition intense entre les arbres ou avec les herbacées montraient également une plus faible production de biomasse aérienne. L'étude du développement racinaire des arbres et des herbacées et de leurs contributions respectives au volume racinaire total a permis de mieux comprendre l'effet de la compétition sur l'allocation de biomasse des peupliers hybrides. En effet, les peupliers ont démontré, par un développement plus important de leurs systèmes racinaires (RLD) et une biomasse aérienne réduite, une adaptation aux conditions de stress hydrique ; les arbres soumis à un niveau de compétition plus intense étant marqués par une croissance racinaire plus importante notamment dans des plantations plus denses et/ou avec ensemencement d'herbacées à croissance rapide.

Plusieurs implications de ces dynamiques de croissance sur les objectifs de contrôle de l'érosion et de réhabilitation du paysage boisé ont été identifiées. Premièrement, la compétition inter- et/ou intra-spécifique, à travers la présence plus abondante de graminées compétitives et/ou d'un espacement plus serré, pourrait être à l'origine, en conditions hydriques limitantes, d'une augmentation de la mortalité des individus et de la perte de stabilité des peuplements. En effet, la croissance des arbres impliquera une augmentation de la demande en eau et pourra être, en condition de sècheresse, responsable de la mortalité de certains individus, le peuplier étant caractérisé par sa sensibilité au stress hydrique (Larchevêque et al. 2011b).

Deuxièmement, dans le cas d'une colonisation efficace de la végétation naturelle et d'une faible vulnérabilité des sols à l'érosion, le choix de l'espacement devrait se porter

davantage sur celui qui permet à la fois une croissance plus équilibrée des arbres et une fermeture de la canopée plus rapide ; un couvert arboré complet produisant une plus faible couverture des herbacées (Klinka et al. 1996) et par conséquent une meilleure croissance des peupliers (Burger et al. 2009).

Troisièmement, puisque les peupliers ne contribuent que tardivement au contrôle de l'érosion et que les herbacées ne colonisent les plantations qu'en fin de 2e année après plantation, il sera primordial d'assurer une protection des sols durant le processus d'établissement de la plantation à partir d'un ensemencement d'herbacées ou d'apport d'un substrat organique. En effet, le taux de pertes de sol des pentes de stériles sera plus important dans les premières années et l'ajout de paillis ou l'ensemencement d'herbacées pourra limiter le phénomène d'érosion (Dyrness 1975). Comme recommandé par le "Forestry Reclamation Approach (FRA)", la couverture d'herbacées devra être par ailleurs compatible avec les arbres ce qui implique l'utilisation d'herbacées de forme de développement expansif et à vitesse de croissance lente (Burger et al. 2005).

L'utilisation de paillis ou de géotextiles (jute ou coco) permettrait de répondre efficacement à l'ensemble des problématiques soulevées dans le paragraphe précédent pour créer des conditions favorables aux arbres plantés grâce à une rétention de l'humidité, pour réduire la compétition produite par la végétation adventice en limitant l'accès du sous étage à la lumière, et pour contrôler l'érosion à moyen terme en offrant une protection du sol sur plusieurs années (Faucette et al. 2016). Un autre design pourrait considérer des distances de plantation réduites (<2x2m) et l'application d'hydroensemencement en intégrant des espèces et des mélanges d'herbacées plus rustiques et des densités de graines modérées, afin à la fois de réduire la compétition des espèces ensemencées sur les arbres et couvrir le sol dès la première année de plantation (Burger et al. 2009, Fields-Johnson et al. 2009).

Une mesure du taux d'érosion était nécessaire afin d'expliquer les relations entre le développement de la végétation et les pertes de sol. Le choix de la méthode du « Pin érosion » a permis de comparer la vulnérabilité des différents traitements après la fonte des neiges de la première et seconde année. Une mesure plus précise aurait permis d'affiner ces résultats et de mieux caractériser les mouvements de sol durant la troisième année. Une multiplication des tiges d'érosion sur toute la longueur de pentes auraient également précisé les pertes de sol (Fields-Johnson et al. 2009). D'autres méthodes auraient pu être d'autre part employées pour compléter ces analyses, telles que le lidar (Meijer et al. 2013, Moody et al. 2013), les pièges à sédiments, un rugosimètre ou une simulation de pluies (Hudson 1993). La difficulté de mesure de l'érosion en condition réelle de terrain due à la colonisation de la végétation, les possibles infiltrations depuis la halde à stériles et les perturbations anthropiques et naturelles, rendent pertinentes ces mesures complémentaires.

Dans un objectif de préparation des travaux de fermeture et de reboisement d'un site minier, le facteur de l'espacement entre les arbres devrait être considéré comme fondamental pour la détermination du design de plantation le plus performant. D'autres facteurs resteraient toutefois à évaluer. Les résultats actuels ne peuvent pas par ailleurs être extrapolés à des sols plus vulnérables à l'érosion dans les cas d'une teneur inférieure en matière organique ou un degré et une longueur de pente supérieurs. Des recherches complémentaires actuellement réalisées dans le même site minier sur les comportements de différentes espèces d'arbres, les taux de recrutement naturel des essences forestières en fonction du couvert, et la comparaison entre différents types de plants (bouture, racines nues, et semis), permettront de préciser quel est le mode de reboisement le plus adapté aux enjeux spécifiques du plan de fermeture.

Les principales contributions de la présente étude sont de démontrer l'importance de la sélection d'un espacement optimal pour établir des plantations durables, de souligner

le rôle des fortes densités de plantation de peupliers hybrides pour la protection des sols, de confirmer les qualités intrinsèques du peuplier hybride pour le reboisement de couvertures de pentes de stériles miniers, et finalement de mieux comprendre la contribution des différentes strates et l'influence des systèmes racinaires pour le contrôle de l'érosion. Peu de différences ont été observées entre les espacements testés pour limiter l'érosion du sol alors que la dynamique de développement des différentes strates de végétation varie avec les espacements testés. Des études additionnelles pourraient être menées sur des sites plus vulnérables à l'érosion ou des dispositifs expérimentaux soumis à des simulations de précipitations afin de préciser l'effet de différentes densités de plantations sur l'érosion et le potentiel des peupliers hybrides pour la réhabilitation des pentes de stériles.

BIBLIOGRAPHIE

Alpern, C. H. B. H., and J. A. A. L. Utz. 2013. Canopy closure exerts weak controls on understory dynamics: a 30-year study of overstory – understory interactions 83:221–237.

An, S.-S., F. Darboux, and M. Cheng. 2013. Revegetation as an efficient means of increasing soil aggregate stability on the Loess Plateau (China). Geoderma 209-210:75–85.

Andreu, V., H. Khuder, S. B. Mickovski, I. A. Spanos, J. E. Norris, L. K. A. Dorren, B. C. Nicoll, A. Achim, and L. Jouneau. 2008. Ecotechnological solutions for unstable slopes: ground bio- and eco-engineering techniques. Pages 211–275 Slope stability and erosion control: ecotechnological solutions. Springer.

Ann, K., M. S. Burgess, J. W. Fyles, and C. Camire. 2008. Weed cover in hybrid poplar (Populus) plantations on Quebec forest soils under different lime treatments 255:2761–2770.

Armstrong, C., and J. Mitchell. 1987. Transformations of rainfall by plant canopy. Transactions of the ASAE-American Society of Agricultural Engineers 30:688–696.

Arndt, S. K., S. C. Clifford, W. Wanek, H. G. Jones, and M. Popp. 2001. Physiological and morphological adaptations of the fruit tree Ziziphus rotundifolia in response to progressive drought stress. Tree Physiology 21:705–715.

Bauhus, J., and C. Messier. 1999. Soil exploitation strategies of fine roots in different tree species of the southern boreal forest of eastern Canada. Canadian Journal of Forest Research 29:260–273.

Beek, R. Van, E. Cammeraat, A. Vicente, S., Mickovski, and L. Dorren. 2008. Hillslope processes: mass wasting, slope stability and erosion. Pages 17–64 Slope stability and erosion control: ecotechnological solutions. Springer.

Benomar, L., A. DesRochers, and G. R. Larocque. 2012. The effects of spacing on growth, morphology and biomass production and allocation in two hybrid poplar clones growing in the boreal region of Canada. Trees - Structure and Function 26:939–949.

Benomar, L., A. DesRochers, and G. Larocque. 2013. Comparing growth and fine root distribution in monocultures and mixed plantations of hybrid poplar and spruce. Journal of Forestry Research 24:247–254.

Besharat, S., A. H. Nazemi, and A. A. Sadraddini. 2010. Parametric modeling of root

Rapport-Gratuit.com

length density and root water uptake in unsaturated soil. Turkish Journal of Agriculture and Forestry 34:439–449.

Blake, T., T. Tschaplinski, and A. Eastham. 1984. Stomatal control of water use efficiency in poplar clones and hybrids. Canadian Journal of Botany 62:1344–1351.

Boothroyd-Roberts, K., D. Gagnon, and B. Truax. 2013. Can hybrid poplar plantations accelerate the restoration of forest understory attributes on abandoned fields? Forest Ecology and Management 287:77–89.

Bouyoucos, G. 1962. Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils. Agronomy Journal 54:464.

Bradshaw, A. 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. Ecological Engineering 8:255–269.

Burger, J., V. Davis, J. Franklin, C. Zipper, J. Skousen, C. Barton, and P. Angel. 2009. Tree-compatible ground covers for the reforestation and erosion control. Forest Reclamation Advisory:1–6.

Burger, J., D. Graves, P. Angel, V. Davis, and C. Zipper. 2005. The FRA' s Five Steps. Forest Reclamation Advisory :3–6.

Cailleret, M. 2011. Causes fonctionnelles du dépérissement et de la mortalité du sapin pectiné en Provence. Thèse de doctorat. Aix Marseille 3.

Casper, B. B., and R. B. Jackson. 1997. Plant Competition Underground. Annual Review of Ecology and Systematics 28:545–570.

Casselman, C., T. Fox, J. Burger, A. Jones, and J. Galbraith. 2006. Effects of silvicultural treatments on survival and growth of trees planted on reclaimed mine lands in the Appalachians. Forest Ecology and Management 223:403–414.

Chazdon, R. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. Science 320:1458–1460.

Coopman, R. E., J. C. Jara, R. Escobar, L. J. Corcuera, and L. A. Bravo. 2010. Genotypic variation in morphology and freezing resistance of Eucalyptus globulus seedlings subjected to drought hardening in nursery. Electronic Journal of Biotechnology 13:5–6.

DeBell, D. S., G. W. Clendenen, C. A. Harrington, and J. C. Zasada. 1996. Tree growth and stand development in short-rotation Populus plantings: 7-year results for two clones at three spacings. Biomass and Bioenergy 11:253–269.

Dickson, R. 1991. Assimilate distribution and storage. Pages 51–85 Physiology of trees. John Wiley, New York.

Doucet, R., S. Jutras, G. Lessard, M. Pineau, G. Prégent, J.-C. Ruel, and N. Thiffault. 2009. Sylviculture appliquée. Pages 1147–1187 Manuel de foresterie.

MultiMonde.

Dudka, S., and D. C. Adriano. 1997. Environmental Impacts of Metal Ore Mining and Processing: A Review 602:590–602.

Dyrness, C. T. 1975. Grass-legume mixtures for erosion control along forest roads in westeren Oregon. Journal of Soil and Water Conservation 30:169–173.

Environment Canada. 2011, September 8. Pollution and Waste - Mining.

Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 34:487–515.

FAO. 2015. World reference base for soil resources 2014 - International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps.

Faucette, L., L. Risse, C. Jordan, M. Cabrera, D. Coleman, and L. West. 2016. Vegetation and soil quality effects from hydroseed and compost blankets used for erosion control in construction activities. Journal of Soil and Water Conservation 61:355–362.

Ferrer, A., I. Mochón, J. De Oña, and F. Osorio. 2011. Evolution of the Soil and Vegetation Cover on Road Embankments after the Application of Sewage Sludge. Water, Air, & Soil Pollution, 214(1-4), 231-240.

Fields-Johnson, C., C. Zipper, J. Burger, and D. Evans. 2009. First year response of mixed hardwoods and improved American chestnuts to compaction and hydroseed treatments on reclaimed mine land. Proceedings of the 2009 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation:20–34.

Friend, A. L., G. Scarascia-Mugnozza, J. G. Isebrands, and P. E. Heilman. 1991. Quantification of two-year-old hybrid poplar root systems: morphology, biomass, and (14)C distribution. Tree Physiology 8:109–119.

Gauthier, S., J. Gosselin, P. Grondin, C. Lavoie, A. Leduc, H. Morin, C. Morneau, S. Payette, P. Richard, A. Robitaille, J. Saucier, L. Sirois, E. Thiffault, and J. Brisson. 2009. Écologie forestière. Pages 167–319 Manuel de foresterie. Ordre des ingénieurs forestiers.

Granda, V., C. Cuesta, R. Alvarez, R. Ordás, M. L. Centeno, A. Rodríguez, J. P. Majada, B. Fernández, and I. Feito. 2011. Rapid responses of C14 clone of Eucalyptus globulus to root drought stress: Time-course of hormonal and physiological signaling. Journal of plant physiology 168:661–70.

Gray, D. H., and R. Sotir. 1996. Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization: A Practical Guide for Erosion Control. John Wiley & Sons, Ltd.

Grossnickle, S. C. 2005. Importance of root growth in overcoming planting stress. New Forests 30:273–294.

Haigh, M. 1977. The use of erosion pins in the study of slope evolution. British

Geomorphological Research Group Technical Bulletin 18:31–49.

Haigh, M., and S. Gentcheva-Kostadinova. 2002. Ecological erosion control on coal-spoil banks: an evaluation. Ecological Engineering 18:371–377.

Hansen, E. A., and J. B. Baker. 1979. Biomass and nutrient removal in short rotation intensively cultured plantations. Pages 130–151 Proceedings: Impact of intensive harvesting on forest nutrient cycling. State University of New York, College of Environmental Science and Forestry.

Harper, K., C. Boudreault, L. DeGrandpré, P. Drapeau, S. Gauthier, and Y. Bergeron. 2003. Structure, composition, and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario. Environmental Reviews 11: S79–S98.

Hartmann, H., W. Ziegler, and S. Trumbore. 2013. Lethal drought leads to reduction in nonstructural carbohydrates in Norway spruce tree roots but not in the canopy. Functional Ecology 27:413–427.

Hoomehr, S. 2012. Hydrology, Soil Erosion and Climate Interactions on Low Compaction Steep-Sloped Reclaimed Sites in the Southern Appalachian Coal Fields , Tennessee. University of Tennessee.

Huang, B. 2000. Role of root morphological and physiological characteristics in drought resistance of plants. Plant-environment interactions:39–64.

Huang, B., and D. Eissenstat. 2000. Root plasticity in exploiting water and nutrient heterogeneity. Plant–Environment Interactions:111–132.

Hudson, N. 1993. Field Measurement of Soil Erosion and Runoff (Vol.68). Food & Agr.

Jansson, M. 1982. Land erosion by water in different climates. University of Uppsala.

Jassal, R., T. Black, C. Arevalo, H. Jones, J. Bhatti, and D. Sidders. 2013. Carbon sequestration and water use of a young hybrid poplar plantation in north-central Alberta. Biomass and Bioenergy 56:323–333.

Jonasson, S. 1983. The point intercept method for non-destructive estimation of biomass. Phytocoenologia 11:385–388.

Kelliher, F., R. Leuning, and E. Schulze. 1993. Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. Oecologia 95:153–163.

Kirkby, M., and R. Morgan. 1980. Soil erosion. John Wiley & Sons, Ltd.

Kittredge, J. 1948. Forest Influences. McGraw-Hill, New York.

Klinka, K., H. Y. Chen, Q. Wang, and L. De Montigny. 1996. Forest canopies and their influence on understory vegetation in early-seral stands on west Vancouver Island. Northwest Science 70:193–200.

Larchevêque, M., A. Desrochers, and G. R. Larocque. 2011a. Comparison of manure

compost and mineral fertilizer for hybrid poplar plantation establishment on boreal heavy clay soils. Annals of Forest Science 68:849–860.

Larchevêque, M., M. Maurel, A. Desrochers, and G. R. Larocque. 2011b. How does drought tolerance compare between two improved hybrids of balsam poplar and an unimproved native species? Tree Physiology 31:240–249.

Loughran, R. 1989. The measurement of soil erosion. Progress in Physical Geography 13:216–233.

Marino, P. C., and K. L. Gross. 1998. Competitive effects of conspecific and herbaceous (weeds) plants on growth and branch architecture of Populus × euramericana. Canadian Journal of Forest Research 367:359–367.

Meijer, A. D., J. L. Heitman, J. G. White, and R. E. Austin. 2013. Soil & Tillage Research Measuring erosion in long-term tillage plots using ground-based lidar. Soil & Tillage Research 126:1–10.

Ministère des ressources Naturelles, G. du Q. 1997. Guide et modalités de préparation du plan et exigences générales des sites miniers au Québec.

Moody, J. A., R. A. Shakesby, P. R. Robichaud, S. H. Cannon, and D. A. Martin. 2013. Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. Earth Science Reviews 122:10–37.

Munshower, F. F. 1994. Practical handbook of disturbed land revegetation. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Nelson, D. W., & Sommers, L. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, (methodsofsoilan2), 539-579.

Nilsson, U. 1994. Development of growth and stand structure in Picea abies stands planted at different initial densities. Scandinavian Journal of Forest Research 9:135–142.

Norris, J. E., A. Di Iorio, A. Stokes, B. C. Nicoll, and A. Achim. 2008a. Species selection for soil. Pages 167–210 Slope stability and erosion control: ecotechnological solutions. Springer.

Norris, J. E., A. Stokes, S. B. Mickovski, E. Cammeraat, R. Van Beek, B. C. Nicoll, and A. Achim. 2008b. Slope stability and erosion control: Ecotechnological solutions. Slope Stability and Erosion Control: Ecotechnological Solutions:1–287.

Olsen, S. R. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate:1–19.

Ostonen, I., Ü. Püttsepp, C. Biel, O. Alberton, M. R. Bakker, K. Lõhmus, D. Metcalfe, A. F. M. Olsthoorn, A. Pronk, E. Vanguelova, M. Weih, I. Brunner, Ü. Püttsepp, C. Biel, O. Alberton, M. R. Bakker, and K. Lõhmus. 2007. Specific root length as

an indicator of environmental change. Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology 143:426–442.

Pallardy, S. 2010a. Vegetative growth. Pages 39–87 Physiology of woody plants. 3rd. Academic Press.

Pallardy, S. 2010b. Absorption of water and ascent of soap. Pages 287–325 Physiology of woody plants. 3rd. Academic Press.

Pang, W., W. T. Crow, J. E. Luc, R. Mcsorley, R. Giblin-Davis, and K. E. Kenworthy. 2011. Comparison of Water Displacement and WinRHIZO Software for Plant Root Parameter Assessment. Plant Disease 95:1308–1310.

Pierret, A., C. J. Moran, C. B. MCLachlan, and J. M. Kirby. 2000. Measurement of root length density in intact samples using x-radiography and image analysis. Image Analysis & Stereology Impact Factor 19:145–149.

Pimentel Rosado, B. H., A. C. Martins, T. C. Colomeu, R. Silva Oliveira, C. A. Joly, and M. Pereira Marinho Aidar. 2011. Fine root biomass and root length density in a lowland and a montane tropical rain forest, SP, Brazil. Biota Neotropica 11:203–209.

Pohl, M., D. Alig, C. Körner, and C. Rixen. 2009. Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystems. Plant and Soil 324:91–102.

Pregitzer, K. S., J. S. King, A. J. Burton, and S. E. Brown. 2000. Responses of tree fine roots to temperature. New Phytologist 147:105–115.

Reubens, B., J. Poesen, F. Danjon, G. Geudens, and B. Muys. 2007. The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. Trees 21:385–402.

Ruel, J.-C. 1995. Understanding windthrow: Silvicultural implications. Forestry chronicle 71:434–445.

Schiechtl, H. 2009. Bioengineering for Land Reclamation and Conservation. Environmental Conservation 9:171.

Scholes, R. J., and S. R. Archer. 1997. Tree-grass interactions in savannas. Annual Review of Ecology and Systematics 28:517–544.

Sheoran, V., A., Sheoran, and P. Poonia. 2010. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. International journal of soil, sediment and water 3.

Shock, C. C., E. B. G. Feibert, L. D. Saunders, and M. Seddigh. 2002. Initial Growth of Irrigated Hybrid Poplar Decreased by Ground Covers. Western Journal of Applied Forestry 17:61–65.

Sidle, R. C., A. D. Ziegler, J. N. Negishi, A. R. Nik, R. Siew, and F. Turkelboom. 2006. Erosion processes in steep terrain—Truths, myths, and uncertainties related to

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

forest management in Southeast Asia. Forest Ecology and Management 224:199–225.

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

Snowdon, P., H. Keith, and R. Raison. 2002. Protocol for sampling tree and stand biomass. Australia: Australian Greenhouse Office.

Spitz, K., and J. Trudinger. 2008. Mining and the environment: from ore to metal. Taylor & F.

Strong, T., and E. Hansen. 1993. Hybrid poplar spacing/productivity relations in short rotation intensive culture plantations. Biomass and Bioenergy 4:255–261.

Stroosnijder, L. 2005. Measurement of erosion: Is it possible? Catena 64:162–173.

Stanturf, J., C. Van Oosten, D. Netzer, M. Coleman, and C. Portwood. 2001. Ecology and silviculture of poplar plantations. Pages 153–2006 Poplar culture in North America.

Stokes, A., J. E. Norris, L. P. H. Van Beek, T. Bogaard, S. B. Mickovski, A. Jenner, A. Di Iorio, G. Glasgow, and M. Keynes. 2008a. How vegetation reinforces soil on slopes. Pages 65–118 Slope stability and erosion control: ecotechnological solutions. Springer.

Stokes, A., J. E. Norris, and J. R. Greenwood. 2008b. Introduction to ecotechnological solutions. Pages 1–8 Slope stability and erosion control: ecotechnological solutions. Springer.

Styczen, M., and R. Morgan. 1995. Engineering properties of vegetation. Pages 5–58 Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach. Springer.

Taiz, L., and E. Zeiger. 2006a. Growth and development. Pages 378–415 Plant Physiology. 4rd. Sinauer Associates, Inc.

Taiz, L., and E. Zeiger. 2006b. Water balance of plants. Pages 53–71 Plant Physiology. 4rd. Sinauer Associates, Inc.

Taiz, L., and E. Zeiger. 2006c. Stress physiology. Pages 671–702 Plant Physiology. 4rd. Sinauer Associates, Inc.

de Vente, J., J. Poesen, G. Verstraeten, G. Govers, M. Vanmaercke, A. Van Rompaey, M. Arabkhedri, and C. Boix-Fayos. 2013. Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? Earth-Science Reviews 127:16–29.

Wang, Y., S. J. Titus, and V. M. Lemay. 1998. Relationships between tree slenderness coefficients and tree or stand characteristics for major species in boreal mixed wood forests. Canadian Journal of Forest Research 28:1171–1183.

Zhang, Y., J. Niu, X. Yu, W. Zhu, and X. Du. 2015. Effects of fine root length density and root biomass on soil preferential flow in forest ecosystems. Forest Systems 24 :13.