

Université de Montréal

Utilisation de microboutures de saule pour prévenir le développement d'espèces indésirables

par Valérie Desrochers

Département des sciences biologiques (Institut de recherche en biologie végétale)
Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté
en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences (M. Sc.)
en sciences biologiques

Février, 2019

© Valérie Desrochers, 2019

Résumé

Les sols perturbés font partie des problématiques abordées par les approches de restauration des sites qui visent à recouvrir rapidement et efficacement les sols ayant été mis à nu afin de diminuer les impacts environnementaux sur les milieux, tel que la propagation d'espèces de plantes colonisatrices. La création d'un couvert végétal stable composé d'herbacées ou d'arbustes est dès lors une solution envisageable. Toutefois, les coûts opérationnels conventionnels liés à la mise en place d'un arbuste diminuent leur utilisation à une échelle plus grande. Ce mémoire explore alors une technique alternative de plantation du saule (*Salix* spp.) aux méthodes conventionnelles employées en restauration des sites et en maîtrise de la végétation indésirable sous les lignes de transport d'électricité. Mon approche mise sur la réduction de la taille du matériel de plantation du saule et propose d'utiliser des microboutures comme couvert végétal capable de recouvrir rapidement les sols tout en limitant l'établissement d'espèces indésirables. Trois traitements ont été comparés : 1) combinaison d'espèces de saule; 2) présence ou absence d'une plante compagne herbacée; 3) type de substrat. J'ai évalué la pertinence de l'utilisation de microboutures comme technique de plantation et j'ai testé la capacité de ce couvert à bloquer le taux de croissance de deux semis arborescents indésirables (érable rouge et bouleau gris). Des analyses statistiques ont révélé des taux d'établissement, de croissance et de recouvrement des sols statistiquement significatifs. Bien qu'aucun effet significatif n'ait été observée quant à la résistance biotique du couvert végétal, une tendance positive de limitation du taux de croissance des semis se dégage.

Mots-clés : Microboutures, saule, restauration, espèces d'arbres indésirables, lignes de transport d'électricité, résistance biotique

Abstract

Habitats degraded through anthropogenic pressure exerted on natural ecosystems are an issue for soil restoration. Restoration practices, such as subsequent plant colonization, focus on developing strategies to revegetate bare ground while reducing environmental impacts on ecosystems. The introduction of plant community covers composed of herbaceous or shrub species is a practicable strategy. However, the operational cost of implementing conventional shrub cover reduces its utilization on a larger scale. The alternative shrub vegetation cover method of using a willow plantation to restore soil and control undesirable vegetation under powerlines right-of way will be investigated in this study. The approach aims to reduce the size of willow cuttings (i.e. by implementing microcuttings). The shorter willow cuttings could rapidly create a plant cover while controlling undesirable vegetation. Three factors were compared: 1) assemblages of willow species; 2) the presence or absence of a companion herbaceous plant; 3) two types of substrate. The viability of this planting technique and the capacity of plant cover to limit the growth rate of two undesirable tree seedlings species (red maple and gray birch) were tested. Statistical analyses of establishment, growth and plant cover rates for this alternative planting technique were significant. Although willow covers did not significantly affect biotic resistance, a positive trend for plant cover to limit the relative growth rate of undesirable tree species seedlings was observed.

Keywords : Microcuttings, willow, restoration, undesirable tree species, powerline rights-of-way, biotic resistance

Table des matières

Résumé.....	i
Abstract.....	ii
Table des matières.....	iii
Liste des tableaux.....	iv
Liste des figures.....	v
Remerciements.....	vi
Chapitre 1 INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1. Technique de restauration d'un sol à nu.....	2
1.1 Prendre en compte la diversité d'espèces ou la diversité fonctionnelle pour favoriser la résistance biotique.....	4
1.2 Stratégie biologique – Établissement de plantes ligneuses – arbuste.....	8
1.2.2 Microbouture.....	10
1.3 Contexte des emprises Hydro-Québec.....	12
2 Objectifs de recherche.....	15
3. Approche générale.....	17
4. Matériel biologique.....	18
Chapitre 2 Using willow microcuttings for ecological restoration: An alternative planting method for establishing dense plant covers in powerline rights-of way.....	20
Abstract.....	20
1. Introduction.....	21
2. Materials and Methods.....	24
2.1 Site description.....	24
2.2 Experimental design.....	26
2.3 Experimental set up and planting material.....	27
2.4 Sampling.....	28
2.5 Data analysis.....	29
3. Results.....	30
3.1 Stand density.....	30
3.2 Plant cover.....	31
3.3 Plant growth.....	32
3.4 Biotic resistance.....	33
4. Discussion.....	34
4.1 Yield performance of microcuttings.....	35
4.2 Importance of diversity on biotic resistance.....	37
4.3 Planting recommendations.....	38
5. Conclusion.....	39
6. Acknowledge.....	39
Chapitre 3 DISCUSSION GÉNÉRALE.....	40
Bibliographie.....	45
ANNEXE I : Récapitulatif analyses statistiques ANOVA.....	i
ANNEXE II : Données brutes.....	iv

Liste des tableaux

Tableau I.	Soil characteristics of the experimental site before plantation (June 2017). Mean values of samples are presented with their standard deviations.....	24
Tableau II.	Compost characteristics measured before the plantation (June 2017). Mean values of samples and their respective standard deviations are presented.	28

Liste des figures

Figure 1.	Variation de la production de biomasse aérienne en fonction de la diversité en espèce. Tiré de Tilman et al., 1996.	5
Figure 2.	Temperature (a) and rain precipitation (b) from May to September over two growing seasons (2017-2018). The mean values presented referred to the St-Hubert/Montreal meteorological station, the closest meteorological station from the experimental site (Environment Canada, 2018). Average values from the same station were calculated over 1981-2010 (Environment and Climate Change Canada data).....	25
Figure 3.	Stand density for the species combinations treatments and for soil amendment from May to September (2018). Mean values (with standard deviations) for the second growing season are shown. Different letters in lowercase represent statistically significant differences ($P < 0.05$).	30
Figure 4.	Plant cover for the various treatments from May to September (2018). Mean values (with standard deviations) for the second growing season are shown.....	31
Figure 5.	Shoot number (a) and stem height (b) for the species combinations treatments and for soil amendment from May to September (2018). Mean values (with standard deviations) for the second growing season were presented.	33
Figure 6.	Diameter growth of <i>B. populifolia</i> (a) and <i>A. rubrum</i> (b) at the ending of the second growing season for the four species combination treatments from May to September (2018). Mean values (with standard deviation) are presented. Two lines indicate the mean values of diameter growth rate for control plot, one without compost (CW) and one with (CC).	34

Remerciements

Je tiens à remercier mon directeur et mon codirecteur de recherche, Michel Labrecque et Jacques Brisson, pour leur aide précieuse tout au long de mes études. Ils ont fait preuve de patience à mon égard et ils m'ont transmis leur passion pour la recherche. Ils ont facilité ce parcours académique en me permettant de parfaire mes connaissances lors d'expériences professionnelles enrichissantes. Je tiens également à remercier Patrick Boivin qui, dès mon arrivée, m'a fait une place au sein du laboratoire et s'est soucié de mon bien-être. Il a pris le temps tout au long de mes études de m'aiguillonner et de vérifier que tout était en ordre. Puis, un remerciement spécial pour Cédric Frenette-Dussault pour sa contribution lors de la mise en place de mon dispositif expérimental et de la rédaction de mon article scientifique. Je remercie également la chaire de recherche industrielle CRSNG / Hydro-Québec en phytotechnologie pour le financement de ma maîtrise ainsi qu'Hydro-Québec pour m'avoir donné accès à mon terrain de recherche. Finalement, je remercie ma famille, mes amis et mes collègues pour leur support moral, pour m'avoir encouragée et supportée tout au long de cette épreuve.

Chapitre 1 | INTRODUCTION GÉNÉRALE

La dégradation des milieux naturels peut entraîner des répercussions sur le fonctionnement des écosystèmes et les services rendus à l'homme, que ce soit par la diminution de la valeur esthétique du paysage (Johnson and Lewis, 2007; Millenium Ecosystem Assessment, 2005), l'amplification de l'érosion des sols agricoles (Isebrands et al., 2014; Wilkinson, 1999) ou la diminution de l'abondance des espèces indigènes résultant de l'arrivée d'espèces envahissantes (Angers, 2015; Gravel et al., 2009). Certaines activités anthropiques vont altérer les habitats naturels, notamment par la mise à nu des sols, venant ainsi modifier les conditions écologiques du milieu, et conséquemment, les communautés végétales établies. Ces nouveaux espaces créent des milieux ouverts aux conditions environnementales différentes des milieux adjacents pouvant être propices à l'établissement d'espèces envahissantes au détriment des espèces locales, celles-ci n'étant pas nécessairement adaptées à cette nouvelle niche écologique (Dubé, 2009). Les espèces floristiques opportunistes peuvent être autant d'origines exotiques telles que le roseau commun (*Phragmites australis*) ou la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) qu'indigènes comme l'herbe à puce (*Toxicodendron radicans*). Caractérisées par un haut taux de germination et une croissance rapide, ces espèces envahissantes sont capables de coloniser rapidement les grandes surfaces des milieux vacants en réduisant ainsi l'espace propice à l'établissement des espèces locales (Kuzovkina and Quigley, 2005).

Depuis les dernières années, on valorise les approches écologiques privilégiant l'utilisation des végétaux pour résoudre des problèmes environnementaux : les phytotechnologies (Kennen and Kirkwood, 2015). Les plantes sont ainsi employées comme moyen de protection du milieu dans divers contextes, que ce soit pour dépolluer un sol contaminé, maîtriser l'érosion côtière ou prévenir l'invasion des sols par des espèces indésirables. La restauration des sols constitue une des problématiques où plusieurs intervenants s'interrogent sur la meilleure solution durable à privilégier pour éviter de perturber davantage la biodiversité, et ce, à des frais raisonnables (efficacité, temps et coût). L'emploi des couverts végétaux est une des approches employées en phytotechnologie pour restaurer des milieux

perturbés, notamment dans des conditions où les sols ont été laissés à nu. Les gestionnaires vont alors opter pour la création d'un couvert stable pour favoriser le rétablissement de ces milieux perturbés à l'établissement d'espèces indésirables, que ce soit pour empêcher l'envahissement d'espèces exotiques et/ou prévenir l'établissement d'espèces nuisibles. La résistance à l'envahissement biotique d'un couvert végétal est définie comme étant la résistance d'une communauté végétale à bloquer l'envahissement d'espèces envahissantes (Byun et al., 2013). Les espèces formant ce couvert sont sélectionnées au préalable pour leur potentiel de résistance biotique : l'occupation de la niche écologique des espèces indésirables pour venir diminuer leur capacité d'envahissement. On s'interroge alors sur le rôle de la diversité des communautés dans leur processus de résistance face aux plantes envahissantes (Prieur-Richard et Lavorel, 2000).

Sommes-nous en mesure de créer un couvert végétal stable résistant à l'établissement des espèces indésirables et économiquement intéressant pour recouvrir de grandes superficies? Des chercheurs ont exploré différents types de couverts végétaux compatibles avec le milieu naturel. On tente de se détourner des méthodes conventionnelles de maîtrise de la végétation (coupe systématique, application d'herbicides) pour se diriger vers des techniques favorisant la phytotechnologie comme outil de prévention et de recouvrement de l'espace, minimisant ainsi les impacts environnementaux et économiques. Certains chercheurs privilégient la reprise de la biodiversité préexistante et visent à identifier dans les communautés naturelles des espèces spécifiques résistantes aux plantes indésirables (Prach and Hobbs, 2008; Deshayé et Giguère, 2002; Meilleur et al., 1997; Hobbs and Norton, 1996). D'autres favorisent plutôt l'implantation d'un couvert végétal et orientent leurs études vers l'occupation de la niche écologique libre : plus la niche d'un envahisseur est occupée et plus sa capacité à envahir diminue (Albert et al., 2013; de Blois et al., 2004; Berkowit et al., 1995).

1. Technique de restauration d'un sol à nu

Le recours au recouvrement végétal de l'espace à nu nécessite une compréhension écologique du milieu. On s'interroge sur les impacts des perturbations sur les mécanismes de succession végétale (immigration, disparition et compétition) et sur la biodiversité locale

(Cadotte et al., 2011; Deshayé et Giguère, 2002; Cameron et al., 1997). C'est particulièrement le cas lorsque la restauration vise à prévenir l'établissement des arbres (par exemple, sous les lignes de transport d'électricité). En 2002, une étude (de Blois et al.) a démontré que des communautés de plantes stables constituaient un outil efficace de maîtrise de la végétation pour prévenir le problème d'invasion d'espèces indésirables. L'idée d'utiliser alors des espèces herbacées et arbustives pour créer un couvert dense et stable capable de bloquer l'arrivée d'une strate arborescente, atteignant des hauteurs incompatibles avec les corridors de transport d'électricité, a été reprise (de Blois et al., 2004). Les chercheurs tentent alors d'utiliser le potentiel compétitif des strates inférieures pour créer un couvert dense et contrer ainsi l'invasion d'espèces arborescentes pionnières. Des études expérimentales menées au sein du laboratoire Brisson ont montré qu'un couvert stable de basse hauteur serait en mesure de maîtriser cette végétation indésirable. Dans ces conditions, quel type d'ensemencement devrait-être favorisé ? Doit-on se tourner vers une monoculture ou un assemblage d'espèces?

Tout d'abord, on aurait tendance à croire que le choix d'une espèce dominante compétitrice laisserait présager un meilleur taux d'établissement par une faible compétition pour les ressources et pour l'espace. Toutefois, des études (Byun et al., 2018; Boivin et al., 2009; Brown, 1995) ont montré que l'emploi de plusieurs espèces était recommandé pour recouvrir les sols mis à nu et avait une meilleure résistance biotique : diminution de la lumière causée par une production de biomasse, couverture rapide de l'espace et compétition des ressources en eau. Byun et Lee (2017) abondent en ce sens et suggèrent qu'un assemblage d'espèces végétales serait effectivement plus susceptible d'être résistant à l'invasion que l'usage d'une seule espèce. De plus, un plus grand nombre d'espèces augmentera la probabilité de retrouver des espèces au potentiel compétiteur complémentaire.

Les conditions biophysiques des sites perturbés sont généralement très hétérogènes. Certaines zones peuvent favoriser positivement des espèces, alors que d'autres non. Ainsi, une diversité d'espèces permettrait également au couvert végétal de s'adapter aux conditions variées du milieu. « En définitive, un milieu restauré avec un mélange d'espèces va fournir un meilleur

habitat, plus résistant aux nuisances et aux perturbations [...]» (Teasdale, 2017, p. 6). Cependant, on ne peut pas prédire le nombre d'espèces nécessaire au recouvrement des sols. Cela dépendra des conditions abiotiques et biotiques du milieu. Un couvert idéal devrait donc être en mesure de tolérer différentes conditions écologiques, s'établir rapidement et être compétitif (de Blois et al., 2004).

Une autre composante est le choix des espèces à prioriser dans le type de recouvrement. Deux approches sont valorisées dans les processus de sélection : 1) sélection d'espèces commerciales ou indigènes au potentiel d'inhibition; 2) sélection d'espèces compétitives dans le milieu naturel pour leurs traits biologiques (croissance rapide, production de graines abondante, reproduction végétative vigoureuse, etc.) (de Blois et al., 2004). Dans ce même ordre d'idées, les espèces indigènes sont à prioriser dans le choix du type de recouvrement, ces dernières contribuant à diminuer les impacts environnementaux (Hill et al., 1995). La différence de potentiel de compétition des espèces va aussi dépendre de plusieurs facteurs : des conditions environnementales, la pression des herbivores, les interactions avec les champignons et les microorganismes du sol, etc. (de Blois et al., 2004). Je dois tenir en compte de ces paramètres lors de la composition en espèce des couverts.

1.1 Prendre en compte la diversité d'espèces ou la diversité fonctionnelle pour favoriser la résistance biotique

Dans les projets de restauration des sols ayant été mis à nu, il importe de définir quel type et quel est le nombre adéquat d'espèces végétales à prioriser pour composer le couvert. Quel est le lien entre l'abondance, la diversité et le type d'espèces des couverts et leur résistance biotique? S'agit-il de diversité en espèces ou est-il question de diversité fonctionnelle?

Le rôle joué par la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes est depuis plusieurs décennies reconnu (Diaz et al., 2006). Elton (1958) suggérait vers la fin des années 50 qu'une diversité locale riche en espèces augmentait la résistance biotique d'une communauté aux invasions biologiques (Knops et al., 1999) par une diminution de la disponibilité des

ressources (lumière, disponibilité des nutriments). Cette hypothèse suggérait qu'une compétition pour les ressources favorisait la performance des plantes locales au détriment de celle des espèces envahissantes. On retrouve dans la littérature scientifique de nombreux travaux portant sur l'effet positif de la biodiversité sur la production forte de biomasse, et conséquemment, sur leur résistance face aux envahisseurs. Tilman et al. (1996), Naeem et al. (2000) et Hector et al. (2001) ont testé l'hypothèse d'Elton et ils ont étudié le potentiel de la productivité et de compétition des communautés composées d'herbacées : la relation entre la biomasse produite et la richesse d'espèces (Gravel et al., 2009). Ces derniers proposaient qu'une diversité spécifique élevée diminuait effectivement l'établissement d'espèces envahissantes par un plus fort taux de recouvrement de l'espace (productivité élevée et plus stable) (Prieur-Richard et Lavorel, 2000) (Figure 1).

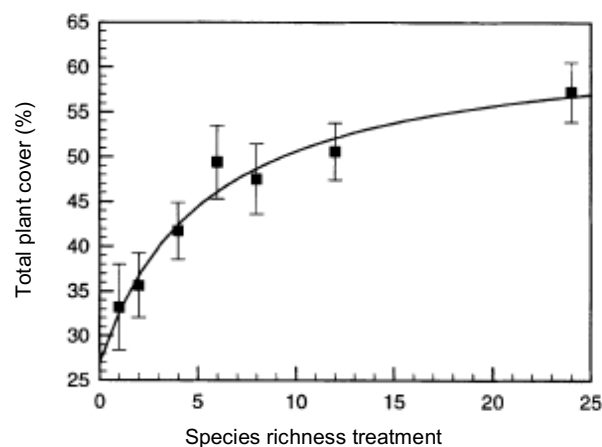


Figure 1. Variation de la production de biomasse aérienne en fonction de la diversité en espèce. Tiré de Tilman et al., 1996.

Depuis les dernières années, d'autres travaux ont voulu démystifier les rôles de la biomasse produite et de la diversité dans la résistance biotique. Des chercheurs ont proposé d'intégrer les fonctions écologiques des plantes pour expliquer la coexistence de plusieurs espèces au sein d'une même communauté. Il est en effet reconnu qu'il y a plus de chance de trouver des espèces qui sont particulièrement efficaces à bloquer les envahisseurs dans des communautés diversifiées (Dubé, 2009). On s'attend alors à ce qu'en augmentant le nombre d'espèces dans les traitements, on ait plus de risque de trouver des espèces compétitives

productives (Loreau, 2000), et par conséquent, la seule présence de ces espèces pourrait expliquer un effet positif plutôt que l'assemblage en lui-même (Turcati, 2011). On fait dès lors une différence entre la diversité d'espèces, référant au nombre d'espèces échantillonnées, et la diversité fonctionnelle, référant aux regroupements fonctionnels d'espèces ayant des traits complémentaires communs dans leur manière d'utiliser les ressources dans une même niche écologique. Prieur-Richard et Lavorel (2000) soulignent le rôle joué par la diversité fonctionnelle au sein des communautés végétales dans leur résistance face aux plantes envahissantes :

« Les espèces d'un même groupe fonctionnel ayant une fonction redondante dans la communauté (Walker 1992), une augmentation de la diversité fonctionnelle de la communauté permettrait une utilisation plus complète des ressources (eau, nutriments, lumière, espace au sol). Celle-ci entraînerait une pression compétitrice plus forte et donc une diminution des opportunités d'installation d'espèces externes à la communauté. » (p. 43)

Le fonctionnement des écosystèmes serait donc lié à sa diversité, mais aussi, à la nature de ses assemblages : la diversité fonctionnelle (Gravel et al., 2009). L'impact de cette diversité sur l'occupation d'une niche écologique ou la complémentarité des niches a été étudié afin de mieux cerner la complexité des interactions. La diversité des traits des espèces dans une communauté joue un rôle sur sa résistance biotique, plus particulièrement la différence des traits fonctionnels des espèces pour expliquer les mécanismes d'inhibition de l'établissement d'espèces indésirables. Une plus grande variété des traits biologiques (système racinaire dense, hauteurs différentes, etc.) va permettre une meilleure complémentarité d'utilisation des ressources disponibles entre les espèces. La résistance biotique peut être expliquée par deux mécanismes, soit la différence de niche écologique et la différence de survie en situation de stress « *Fitness difference* » (Byun et al., 2018). Des espèces envahissantes n'auront pas tendance à aller occuper l'espace perturbé où des espèces aux similarités fonctionnelles s'établissent ou y sont déjà, mais plutôt vers des milieux où les espèces n'ont pas ou peu de traits similaires. Elles seront plus aptes à coloniser un espace où elles ne seront pas en compétition avec des espèces

aux fortes aptitudes de survie (Byun et al., 2018). Une communauté ayant une diversité fonctionnelle élevée est aussi plus susceptible de supporter des populations d'ennemis naturels face aux plantes envahissantes, donc apte à en diminuer leur capacité à survivre dans un milieu.

La création d'un couvert végétal composé d'espèces capables d'occuper la niche écologique des espèces indésirables offre donc une alternative intéressante (de Blois et al., 2004). Selon Cadotte et al. (2011), la diversité fonctionnelle des espèces devrait être considérée lors de la sélection d'espèces végétales, notamment lors du choix composant un couvert végétal pour la restauration d'environnements perturbés (Desjardins, 2018). La complémentarité des traits fonctionnels permettrait une meilleure monopolisation des ressources en limitant la similarité fonctionnelle des espèces indésirables (Byun et al., 2018). Ces derniers ont montré qu'une hausse du nombre d'espèces dans une communauté indigène permettrait une meilleure occupation de la niche écologique par un chevauchement sur la niche des espèces opportunistes. Ils suggèrent qu'un couvert végétal composé d'espèces aux traits fonctionnels divers occupant un espace serait une approche viable pour restaurer des milieux perturbés.

Une diversité fonctionnelle élevée au sein des communautés permettrait donc une meilleure résistance biotique (Byun and Lee, 2017). Toutefois, les conséquences du rôle de la diversité sur le fonctionnement des écosystèmes sont difficiles à prédire. Plusieurs études s'entendent pour dire qu'il y a un effet positif de la biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes (Turcati, 2011; Prieur-Richard et Lavorel, 2000). Il a été montré qu'une diversité spécifique élevée favorisait la possibilité de trouver une espèce au potentiel compétiteur. Une communauté plus riche sera alors plus productive et plus stable et, donc en mesure de diminuer les envahissements. En prenant du recul, les chercheurs se sont tournés vers une autre explication, une grande possibilité de retrouver une plus grande complémentarité fonctionnelle dans les traitements les plus riches en espèces. Plus il y a d'espèces, et plus on augmente les chances d'avoir des espèces complémentaires capables d'occuper des niches écologiques différentes.

1.2 Stratégie biologique – Établissement de plantes ligneuses – arbuste

Dans un contexte de restauration et de conservation, le but est de maintenir la biodiversité locale en bon état et leurs services écosystémiques. Les couverts d'herbacées et d'arbustes représentent alors une stratégie biologique de recouvrement des sols mis à nu et de protection de la biodiversité (Nowak et al., 2005; de Blois et al., 2002; Mercier et al., 2001). Toutefois, les opérations de plantation différant entre ces deux types de stratégies, les herbacées ont été plus souvent sélectionnées en restauration des sols que les arbustes. La technique de plantation employée avec les herbacées (semer les graines), en comparaison avec celle utilisant des arbustes ou des arbres (jeunes plants), devient ainsi plus facile à établir, plus rapide à atteindre une grandeur mature (Sulaiman et al., 2005), et ce, à moindre coût. Outre les avantages de plantation, il a été démontré que la méthode d'ensemencement d'espèces herbacées était efficace pour recouvrir des milieux ouverts (Boivin et al., 2009) ainsi que pour diminuer l'érosion des sols dans les zones agricoles (Zuazo and Pleguezuelo, 2008). En 2004, une revue des techniques de maîtrise de la végétation pour prévenir l'établissement des arbres indésirables (de Blois et al.) a montré l'existence de différents types de mélanges commerciaux de semences pour résoudre les problèmes d'envahissement. Bien que les bienfaits des communautés d'herbacées pour restaurer un milieu soient reconnus dans la littérature, des études suggèrent que, dans certains cas, l'ajout d'un couvert arbustif serait à privilégier.

Tout comme pour les couverts composés d'herbacées, des études ont mis en lumière que les arbustes offraient aussi un recouvrement rapide de l'espace et un bon potentiel de blocage des espèces indésirables (Nowak et Ballard, 2005 ; Aubin et Ricard, 1999; Meilleur et al., 1997; Putz and Canham 1992). En plus des services écosystémiques rendus à l'homme (valeur esthétique, protection de la biodiversité), les arbustes sont aussi utilisés pour leurs contributions aux problèmes environnementaux : réduction de l'érosion éolienne des sols (McIvor et al., 2011; Kuzovkina and Quigley, 2005), stabilisation des berges riveraines (McIvor and Desrochers, 2018) et restauration des sols perturbés (Isebrands et al., 2014). Même si les couverts arbustifs sont reconnus pour être plus compétitifs face à certaines plantes envahissantes (Hill et al., 1995) en permettant une meilleure inhibition du taux de germination et de croissance d'espèces indésirables, tels que des plantes ligneuses indésirables comme la renouée japonaise (*Reynoutria*

japonica Houtt.) ou le roseau commun (*Phragmites australis* (Cavanilles) Trinius ex Steudel subsp. *australis*) (Albert et al., 2013), ceux-ci posent toutefois un problème économique. En effet, la technique conventionnelle de plantation d'arbustes se fait par la mise en terre de plants racinés ou de boutures, nécessitant un travail de sol qui implique conséquemment des frais plus élevés.

Dans un contexte de restauration d'un sol perturbé, la plantation devra habituellement se faire sur des superficies importantes. L'ensemencement étant non envisageable dans la majorité des cas des espèces arbustives, l'acquisition du matériel végétal constitue souvent une partie importante du budget d'intervention. Et, comme les conditions d'un sol perturbé ne se prêtent pas souvent à l'emploi de machineries lourdes, les gestionnaires devront avoir recours à la plantation à la main. La méthode de plantation par plants racinés ou par boutures implique donc des frais d'opération plus élevés. On peut alors comprendre les réticences des gestionnaires à employer les couverts arbustifs sur les grandes surfaces de recouvrement.

Les saules (*Salix* spp.) arbustifs sont très souvent employées en réhabilitation des milieux perturbés (Isebrands and Richardson, 2014), que ce soit pour l'aménagement de pentes (McIvor et al., 2011; Wilkinson, 1999) ou la restauration des milieux ouverts (bordure de route, terrain agricole vacant) (Kuzovkina and Quigley, 2005). Ces espèces sont souvent utilisées dans les projets de restauration en Amérique du Nord (Teodorescu et al., 2011; Kuzovkina and Volk, 2009), puisque les saules sont peu exigeants quant à la qualité du sol pour s'établir. Isebrands et al. (2014) ont souligné le pouvoir d'enracinement des boutures de saules, et ce, même dans des conditions de sols plus contraignantes, telles que dans un sol de type argileux ayant toutefois de bonnes conditions d'aération. Même si leur taux d'établissement avait été plus lent que d'autres contextes, les boutures avaient tout de même eu un taux de croissance rapide. Capables de coloniser rapidement les milieux ouverts (Kuzovkina and Quigley, 2005), de nombreuses espèces et cultivars de saules sont reconnus pour leur facilité à s'établir sur des sols sous nos conditions climatiques (Guidi Nissim and Labrecque, 2016; Labrecque and Teodorescu, 2005) et leur facilité d'entretien (Guidi et al., 2013). Lorsque les saules sont bien établis, ils

représentent un bon outil de contrôle des espèces indésirables (Kuzovkina and Volk, 2009). Leur vitesse de croissance et leur facilité à s'établir sur des milieux perturbés en font un excellent choix pour assurer une forte résistance biotique (Byun et al., 2018).

La technique usuelle de plantation des saules prévoit l'utilisation de boutures non racinées d'une longueur de 20 à 25 cm (Frenette-Dussault et al., 2019). Néanmoins, la technique de plantation des boutures de saule pose le même enjeu économique que celle des autres arbustes : une méthode plus chère que les mélanges d'herbacées et requérant des opérations d'implantation plus complexes. En effet, dans le domaine horticole, on suggère que l'on peut difficilement semer ces espèces à partir de graines et qu'un meilleur établissement se fera sous forme de boutures non enracinées. La technique de plantation par boutures nécessite une récolte de celles-ci sur des plantes en dormance, à l'automne ou durant l'hiver. Suivant leur récolte, les boutures doivent être entreposées au froid (entre 0 et 4 degrés Celsius) jusqu'à leur plantation. Les coûts liés à la production et à la mise en terre des boutures sont toutefois assez élevés. Dans le cas des cultures intensives en courtes rotations, Guidi Nissim et Labrecque (2016) estiment les frais d'établissement liés à la plantation de boutures de saule à environ 60 à 70 % des coûts totaux relatifs à la production de biomasse suivant cette approche. Par ailleurs, on peut aussi concevoir que les frais de transport des boutures variant de 0,20 m à 3 m de long (Teodorescu et al., 2011) seront aussi à prendre en considération pour des projets d'envergure comparativement à un ensemencement d'herbacées à partir de graines. Je me suis donc intéressée à l'idée de diminuer les frais d'opérations relevant de la production et de plantation. Une étude récente réalisée par Guidi Nissim et Labrecque en 2016 a été conduite pour explorer une technique alternative de plantation : la diminution de la taille végétative du matériel.

1.2.2 Microbouture

Considérant que les aspects économiques liés à l'utilisation de boutures pour l'aménagement de vastes superficies de terrain sont importants (Frenette-Dussault et al., 2019; Guidi Nissim and Labrecque, 2016), une approche originale utilisant des boutures de plus petites dimensions a ainsi été étudiée (Guidi Nissim and Labrecque, 2016). En 2016, ces derniers ont

mené des travaux de recherche afin de mettre au point des méthodes alternatives et durables pour l'implantation d'un couvert de saules arbustifs. L'usage de ces microboutures permettrait non seulement de coloniser intensément des superficies de grandes surfaces, de par leur mode de propagation végétative rapide, mais également d'implanter une végétation arbustive, au couvert dense, à moindres frais. Habituellement en plantation, on emploie des boutures de 20 cm de long suivant une densité de plantation de 3 boutures/m². En utilisant des microboutures d'environ 5 cm, Guidi Nissim et Labrecque (2016) ont estimé une économie allant jusqu'à 16 % sur les coûts de plantation.

Peu d'études jusqu'à présent ont été réalisées sur le sujet. Des résultats préliminaires obtenus lors d'essais en conditions expérimentales en pots au Jardin botanique de Montréal ont démontré un taux de succès d'établissement intéressant avec des microboutures (Guidi Nissim and Labrecque, 2016). Ces chercheurs ont testé trois différentes tailles de microboutures (1, 2 et 5 cm) afin de trouver une longueur de bouture permettant un bon taux de performance de croissance et d'établissement. Sachant que les boutures de saules contiennent une source importante de réserves internes en sucres (carbohydrate) leur permettant de produire de nouvelles racines et tiges (Guidi Nissim and Labrecque, 2016), la taille du matériel végétal devrait avoir un effet sur leur taux de reprise et leur performance. Des essais ont été conduits avec des boutures plus petites (1 et 2 cm), mais les meilleurs rendements ont été obtenus avec les microboutures un peu plus longues (environ 5 cm). La plus grande quantité de réserve contenue dans les microboutures plus longues expliquerait leur meilleur succès. De plus, susceptibles à la dessiccation (sensibilité à la sécheresse), ces microboutures doivent être recouvertes de paillis pour éviter la sécheresse. Ces observations m'ont servies lors de la préparation de ce projet de recherche quant au choix de la longueur du matériel et au mode d'établissement que j'ai privilégié.

Guidi Nissim et Labrecque (2016) suggèrent qu'une plantation de microboutures serait moins onéreuse que des boutures. En raison de leur facilité de plantation, en atteignant plus facilement des endroits à la topographie difficile, et de leur coût de production, les frais des

opérations d'implantation se verraient ainsi diminués. Les observations et les résultats obtenus par Guidi Nissim et Labrecque (2016) ont modulé les choix de matériel et de méthode. Toutefois, je me questionne sur leurs conditions d'établissement et la meilleure technique de plantation. Leur fragilité à la dessiccation ayant déjà été notée (Guidi Nissim and Labrecque, 2016), je m'interroge sur leur vitesse d'établissement comparativement aux plantes envahissantes lors de la 1^{re} et 2^e année de croissance dans un contexte de restauration de sols ayant été mis à nu.

1.3 Contexte des emprises Hydro-Québec

Avec son réseau parcourant plus de 33 000 km, Hydro-Québec TransÉnergie est le plus gros transporteur d'électricité en Amérique du Nord (Hydro-Québec, 2013a). Les infrastructures linéaires (emprises, lignes de transport, les routes, etc.) perturbent les écosystèmes (Mercier et al., 2001), créant des corridors linéaires et permanents propices à l'envahissement de certaines espèces, favorisant le déplacement de leurs semences et diminuant la compétition pour les espèces pionnières (Parendes and Jones, 2000 ; cité par Dubé, 2009). Cette détérioration des habitats amène deux types de problématique : l'établissement d'espèces exotiques envahissantes et d'espèces indésirables. Dans le premier cas, des recherches ont démontré que les corridors écologiques créés par la mise en place du réseau favorisent l'expansion de certaines espèces exotiques envahissantes, notamment le roseau commun (*Phragmites australis*) (Jodoin et al., 2008). Leur arrivée homogénéise l'habitat, nuisant aux espèces locales non adaptées à ces nouvelles conditions. Puis, d'autres études se sont attardées sur la question du deuxième cas, soit les espèces arborescentes qui excèdent la hauteur maximum acceptable de sécurité sous les lignes de transport d'électricité. Après le déboisement des sites, la végétation de bordure, souvent composée d'arbres, recolonise ces corridors linéaires aux facteurs abiotiques préférentiels. Les érables rouges, les bouleaux gris, les peupliers spp. et les frênes spp. ont été identifiés comme des arbres problématiques (Boivin et al., 2018; Boivin et al., 2009). Ces espèces arborescentes sont indésirables, puisque leur hauteur est incompatible avec les normes de sécurité des réseaux électriques en place. Elles constituent un risque de création d'arcs électrique, et conséquemment, d'incendies et entraînent des frais d'entretien énormes récurrents pour maîtriser cette végétation problématique (Hydro-Québec, 2013a). Comme le processus de

colonisation des espèces indésirables se fait sur une longue durée (Willyard et al., 2004), c'est donc un enjeu dont il faut tenir en compte lors des aménagements des emprises. Selon Willyard et al., (2004), l'implantation rapide d'un couvert végétal à la suite d'une perturbation des sols serait à envisager (Angers, 2015). Cette stratégie biologique favoriserait la reprise de la biodiversité existante et diminuerait les frais d'entretien (Hydro-Québec, 2013b).

Hydro-Québec a le mandat de veiller au bon fonctionnement du réseau de transport d'électricité. Il doit alors maintenir un chemin dégagé sous les emprises pour faciliter l'accès, engageant des frais d'entretien énorme pour limiter la présence des espèces arborescentes. La maîtrise de la végétation dans les corridors de transport d'énergie se fait donc de manière récurrente. Les gestionnaires se questionnent alors sur des stratégies durables capables de diminuer les impacts environnementaux (destruction du paysage, dérangement des communautés végétales établies, perte de la biodiversité) et économiques (diminution des frais d'entretien). Différentes méthodes de maîtrise de la végétation sont présentement employées sous les lignes de transport d'électricité où des pratiques mécaniques et/ou chimiques visent à sélectionner les espèces indésirables en laissant intact les couverts de basse hauteur (de Blois et al., 2004; Deshayes et Giguère 2002). Même si ces techniques semblent diminuer le nombre d'arbres, on doit toutefois continuer à faire l'entretien sous les lignes. Dès lors, on tente de se détourner des méthodes conventionnelles de maîtrise de la végétation (coupe systémique, application d'un herbicide) pour se diriger vers des techniques alternatives favorisant la phytotechnologie comme outil de prévention et de recouvrement de l'espace : l'utilisation d'un couvert végétal de basse hauteur pour prévenir l'établissement d'espèces arborescentes nuisibles (Mercier et al., 2001).

La création d'une communauté végétale de basse hauteur capable de résister à l'établissement d'espèces indésirables offrirait ainsi une stratégie biologique au potentiel d'inhibition intéressant. En 2001, une étude (Mercier et al.) soulignait l'importance de trouver des solutions environnementales sous les emprises, considérant que la compréhension des processus dynamiques de la colonisation des arbres indésirables, variant en fonction des

conditions écologiques des sites, devait être étudiée afin de faire la sélection d'un couvert végétal approprié. Hydro-Québec explore donc des techniques biologiques permettant de coloniser l'espace par l'introduction de nouvelles espèces pour diminuer la fréquence d'intervention et assurer une facilité d'accès aux équipements, et ce, sans avoir des répercussions négatives sur l'environnement et la biodiversité environnante (Hydro-Québec, 2013b).

2. Objectifs de recherche

L'objectif général de mon mémoire est d'évaluer le potentiel de l'utilisation des microboutures de saules arbustifs comme technique alternative de plantation pour recouvrir des sols mis à nu, notamment pour résister aux plantes indésirables par le suivi sur deux années de croissance (mai 2017 à septembre 2018). À cette fin, deux objectifs spécifiques ont été ciblés.

Objectif 1 : Tester la performance des microboutures en comparant les effets d'une monoculture à une combinaison de trois espèces de saules, avec/sans la présence d'une espèce compagne et avec/sans la présence de compost sur le recouvrement total d'un sol mis à nu. Cette comparaison se fera :

- En déterminant le nombre de tiges produites par unité de surface (taux d'établissement des microboutures).
- En estimant le pourcentage de sol laissé à nu et de couverture végétale selon 9 classes préétablies. J'ai basé mes observations sur une échelle semi-quantitative établie par Mercier et al. (2001) lors d'une expérience précédente que j'ai ajustée afin d'avoir un plus grand éventail de classes : 1 = 0-1%, 2 = 1-5%, 3 = 5-10%, 4 = 10-25%, 5 = 25-50%, 6 = 50-75%, 7 = 75-85%, 8 = 85-95%, 9 = 95-100% (Taux de recouvrement du sol).

Hypothèses :

- L'assemblage des trois cultivars de saule (polyculture) va avoir un meilleur recouvrement que celui d'une monoculture de saule ;
- La présence d'une espèce compagne ne permettra pas le développement d'un aussi grand nombre de microboutures qu'en l'absence de celle-ci mais offrira un meilleur recouvrement de l'espace ;
- Considérant que la dessiccation des microboutures lors de leur stade d'établissement est un facteur clé, on observera aussi un meilleur taux de reprise des microboutures dans les parcelles où l'on a appliqué un compost.

Objectif 2 : Établir dans quelle mesure un couvert végétal composé de saules établis à partir de microboutures limite l'établissement d'arbres indésirables comme l'érable rouge (*Acer rubrum*) et le bouleau gris (*Betula populifolia*). Ces données s'obtiendront :

- En mesurant le diamètre initial (mai 2018) et final (septembre 2018) de deux espèces de semis arborescents (érable rouge et bouleau gris) et en calculant leur taux de croissance relatif.
- En évaluant la hauteur de la tige principale et le nombre de tiges secondaires produites par chaque microbouture dans un quadrat de 1 m².

Hypothèse :

- La résistance biotique va être corrélée au pourcentage de recouvrement.

3. Approche générale

Mon projet de maîtrise a pour but d'évaluer l'efficacité d'une approche innovante et économique pour implanter un couvert végétal et permettre la restauration des sols mis à nu. Cette méthode se veut durable et respectueuse de l'environnement, contribuant ainsi à diminuer les impacts négatifs environnementaux et économiques occasionnés par le déboisement sous les emprises électriques.

Cette étude s'insère dans l'axe de restauration des sols par l'emploi d'un couvert arbustif au sein de la Chaire de recherche industrielle CRSNG/Hydro-Québec en phytotechnologie. Ce projet pilote s'est déroulé en champ semi-contrôlé sur l'un des sites expérimentaux appartenant à l'Institut de recherche d'Hydro-Québec (IREQ) entre la période de mai 2017 et septembre 2018. J'emploie le terme semi-contrôlé, puisque certains facteurs abiotiques (température, luminosité, substrat en place) et facteurs biotiques (interactions au niveau du réseau mycorhizien, rôle des pathogènes) ne sont pas contrôlés. Afin d'évaluer la performance des microboutures, j'ai évalué le taux de survie selon trois différents traitements (1 - Composition en espèces de saule (monoculture ou polyculture); 2 - Présence d'une plante herbacée (avec/sans); 3 - Type de sol (avec/sans compost). Par ailleurs, pour tester la capacité du couvert arbustif à bloquer les espèces indésirables, j'ai étudié le taux de croissance des deux espèces arborescentes indésirables ainsi que le taux de recouvrement offert par le couvert comme canopée. Le taux de germination des espèces indésirables a aussi été étudié. Toutefois, après deux étés, le taux s'est révélé quasiment nul pour les deux espèces, et ce, même dans les parcelles témoins, c'est-à-dire sans couvert végétal. Je ne peux donc faire des observations quant aux succès d'établissement des semences. Le taux de croissance des semis plantés a donc été retenu comme indicateur de la résistance biotique du couvert.

4. Matériel biologique

Cette expérience visait dans un premier temps à évaluer le potentiel des microboutures comme outil de revégétalisation des sols. Trois espèces de saule arbustifs aux phénotypes différents ont été choisies : *Salix miyabeana* ‘SX61’, *S. purpurea* ‘Fish Creek’ et *S. eriocephala* ‘S25’. Bien que des saules arbustifs à basse hauteur ont été retenus afin de respecter les normes de hauteur établies par Hydro-Québec, le *S. purpurea* pourrait atteindre une trop grande hauteur. De par son port érigé, ce saule grandit plus à la verticale, pouvant atteindre une hauteur de 6-7 mètres (Isebrands et al., 2014). Le *S. eriocephala* possède une caractéristique particulière, une croissance ramifiée plus bas au niveau du sol élément à prendre en considération lors de mes analyses (communication orale par Michel Labrecque). En présence d’autres espèces, je suis confiante que le *S. miyabeana* ne devrait pas dépasser la hauteur maximale recommandée. L’atteinte de résultats favorables quant au taux d’établissement des microboutures devrait orienter les recherches futures vers l’emploi d’espèces ne représentant aucun risque pour les lignes de transport d’électricité.

Puis, une autre plante indigène de l’Amérique du Nord, jouant le rôle d’espèce compagne, a été sélectionnée : la fétuque rouge traçante (*Festuca rubra* L.). Je ne voulais pas avoir une espèce compagne envahissante nuisant à la croissance des microboutures. Tout comme les auteurs Sulaiman et al. (2005) le suggèrent, les saules sont notamment reconnus pour leur taux d’établissement plus lent comparativement aux herbacées. J’estime ainsi que *Festuca rubra* participera au recouvrement rapide de l’espace tout en bloquant l’établissement d’espèces indésirables, sans offrir une compétition interspécifique trop forte.

Des recherches antérieures menées par Berkowitz et al. (1995) et Boivin et al. (2009) sous les lignes de transport en Amérique du Nord avaient identifié les érables rouges (*Acer rubrum*) et les bouleaux gris (*Betula populifolia*) comme étant des arbres problématiques. En effet, certains traits morphologiques (p. ex. tolérance à la sécheresse et leur mode de dispersion) les caractérisent comme étant de bons colonisateurs des milieux ouverts (Berkowitz et al., 1995). Les résultats de Boivin et al. (2009) ont également montré un taux de semis récurrent pour ces

essences d'arbres sous les emprises d'Hydro-Québec, entraînant, par le fait même, des coûts d'entretien énormes.

Chapitre 2 | Using willow microcuttings for ecological restoration: An alternative planting method for establishing dense plant covers in powerline rights-of way

Valérie Desrochers^a, Cédric Frenette-Dussault^a, Michel Labrecque^a, Jacques Brisson^a

^a*Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal, Montréal (Québec) Canada*

Abstract

Phytotechnology has been recognized as a tool to resolve environmental issues and restore degraded sites. Notably, phytotechnology could be used to revegetate open sites and limit the invasion of undesirable species. This experimental study presents an innovative method for establishing a willow (*Salix* spp.) shrub vegetation cover for disturbed sites in North America. Willow microcuttings of *Salix miyabeana* ‘SX61’, *S. eriocephala* ‘S25’ and *S. purpurea* ‘Fish Creek’ were selected to test the potential of shortened willow cuttings. We used a split-plot design to evaluate the effect of three factors involving microcutting assemblages (monoculture and polyculture), the presence or not of a companion herbaceous plant and two types of substrate (same soil, but one with compost and one without). The objectives were: 1) to test the potential yield performance of willow microcuttings in open site conditions; 2) to assess the importance of soil amendments on the establishment of willow microcuttings; and 3) to determine the importance of diversity on biotic resistance. The results showed a greater establishment rate, stem height and number of shoots per microcuttings without the presence of the herbaceous plant. Surprisingly, the plots planted without compost showed better establishment rates, especially those in the polyculture plots. Unlike the stand density, the presence of compost increased the production of number of shoots per microcuttings and tended to increase stem height. The presence of the herbaceous plant was related to higher plant covers, but no relationship with biotic resistance was observed. Even if willow covers did not significantly affect relative growth of undesirable tree species seedlings (*Betula populifolia* and

Acer rubrum), we did observe a trend for plant cover to reduce the relative growth rate. Consequently, this preliminary test on microcuttings as alternative approach to establishing dense shrub covers showed good potential to restore disturbed sites and to limit tree encroachment in open sites, reducing environmental et economical costs.

Keywords: microcuttings, willow, restoration, undesirable tree species, powerline rights-of-way, biotic resistance

1. Introduction

Habitats degradation through anthropogenic pressure exerted on natural ecosystems is possibly one the most important threats to the maintenance of biodiversity and ecosystem integrity (Hobbs and Norton, 1996). Restoration efforts are thus vital to the improvement of degraded habitats. Conservation biology focus on developing strategies to restore degraded ecosystems and to preserve biodiversity (Cadotte et al., 2011). Among the various negative environmental pressures that ecosystems undergo, plant cover loss is a serious issue that can impact local biodiversity (Gravel et al., 2009), soil fertility (Isebrands et al., 2014; Wilkinson, 1999) and facilitate biological invasions (Callaway et al., 2004), which may involve costly management operations (Kennedy et al., 2002). Plant cover degradation results in an open environment where new ecological conditions can facilitate subsequent colonisation by potentially less desirable, disturbance-adapted species (Kuzovkina and Quigley, 2005). These invasive species, whether of native or exotic origin, could lead to the disruption of established plant communities (Gravel et al., 2009; Kennedy et al., 2002). Examples of disrupted communities can occur in various semi-natural ecosystems such as roadside ditches (Albert et al., 2013), agricultural lands (McIvor and Douglas, 2012) or powerline rights-of-way (Boivin *et al.*, 2018; 2009). Utility corridors of powerline rights-of-way are a specific case study of degraded ecosystems resulting in open environment. The forest composition bordering corridors could influence the colonization of these open sites (Boivin et al., 2018), involving common tree pioneer invaders. Because of their height, the establishment of tree species such as red maple and gray birch into or near powerline rights-of-way are considered a nuisance for the

reliability of the electricity running system (Nowak et al., 1992), which leads to costly and challenging management operations (Boivin et al., 2018; de Blois et al., 2004).

To limit the risks due to invasive plant species, restoration practices should focus on strategies to enhance or reduce their propagation on open sites. Two major restoration approaches based on vegetation control are involved to restore degraded habitats: the use of resident plant communities to eventually revert to natural ecosystems (Prach and Hobbs, 2008; Deshayes and Giguère, 2002) and the introduction of fast-growing plants species to promptly establish a plant cover (Albert et al., 2013; de Blois et al., 2004). The latter strategy aims to rapidly create stable plant communities to compete against undesirable species. The introduction of stable plant community covers on a small scale usually results in favourable effects to control undesirable vegetation (Boivin et al., 2018; Nowak and Ballard, 2005; De Blois et al., 2002) but this is seldom tested at larger scales.

The restoration of degraded habitats still remains a challenge. The factors that can predict which vegetation covers are able to tolerate a broad range of environmental conditions while maintaining biotic resistance are still poorly understood (Vellend, 2017). Biotic resistance refers to the potential of a plant community to limit the establishment of invasive species by increasing resource competition (Byun et al., 2013). Several trials have shown a positive correlation between biotic resistance and the diversity of plant cover (Byun et al., 2018; Byun and Lee, 2017; Boivin et al., 2009; Brown, 1995).

Different growth forms, such as herbaceous and shrub species, can be used to implement a plant cover. Implementing an optimal plant cover should aim at reducing management and conservation efforts by diminishing maintenance costs (Nowak and Ballard, 2005), preventing soil erosion, and preserving biodiversity and aesthetic value (Brown, 1995). Herbaceous plant covers are usually favoured due to the availability and low price of seeds, and rapid establishment. Therefore, establishing plant communities of short stature should be quicker to reach full size growth than when using tree or shrub species (Sulaiman et al., 2005). However,

some authors suggested that a dense shrub cover could be more effective for reducing the establishment of opportunistic plant species (Aubin and Ricard, 1999; Nowak et al., 1992), and inhibiting survival and growth of undesirable species in the long term (Albert et al., 2013; De Blois et al., 2004).

Willow (*Salix* spp.) is one of the most frequently used plants for environmental applications, such as site restoration, especially under the temperate climate of Eastern North America (Isebrands and Richardson, 2014; Kuzovkina and Volk, 2009). Willow is well adapted to growing on degraded land, easy to propagate and displays a high establishment rate. Its dense canopy can effectively limit the presence of invasive species when established (Kuzovkina and Volk, 2009). Willow shrubs could potentially reduce tree encroachment in powerline rights-of-way (Putz and Cahnam, 1992). However, despite all these advantages, the costs to implement woody plantations at a large scale can remain prohibitively costly and are slower than herbaceous communities to establish (Sulaiman et al., 2005).

Studies investigating alternative planting strategies to optimise yield have looked at the variation in diameter of willow cuttings (Sulaiman et al., 2005). A recent study by Frenette-Dussault et al. (2019) presented a novel method for establishing willow plantation by using shortened willow cuttings (abbreviated to microcuttings hereafter). Microcuttings could be a viable method to rapidly establish willow plantations while reducing implementation costs. Guidi Nissim and Labrecque (2016) studied three willow microcutting lengths (1, 2 and 5 cm) in a greenhouse experiment. Their findings suggested that 5 cm microcuttings had the highest survival and establishment rates and was thus appropriate for practical applications. They also noted that soil moisture was a key factor during the establishment phase. A large-scale field trial also showed that this planting technology could sustain very high biomass yields (Frenette-Dussault et al., 2019).

To assess the ability of willow microcuttings to resist biological invasions, we conducted a field experiment reproducing abiotic conditions that are representative of open environments

such as powerline rights-of-way. The objectives of this study were: *i*) to test the potential yield performance of willow microcuttings in open site conditions; *ii*) to assess the importance of soil amendments on the establishment of willow microcuttings; and *iii*) to determine the importance of stand composition on biotic resistance. We expected denser canopy cover from more diverse plant covers. We also expected that plots amended with compost would have higher microcutting establishment rates. In addition, we anticipated a positive relationship between biotic resistance and plant cover.

2. Materials and Methods

2.1 Site description

We conducted a trial on a research site owned by the Hydro-Québec Research Institute (IREQ) in Varennes, Québec, Canada (45°37'N; 73°22'W). This site is a former agricultural field, with a sandy clay loam characterised by flat topography (Table I). Even if the soil pH was slightly acidic (6.4), it was still adequate for establishing a willow plantation (Guidi et al., 2013).

Tableau I. Soil characteristics of the experimental site before plantation (June 2017). Mean values of samples are presented with their standard deviations.

Soil characteristics*	Mean value	Standard deviation (n=6)
pH	6.4	0.6
CEC (meq/100g)	26.3	3.5
Organic matter (%)	5.3	1.7
Available P (kg/Ha)	176.3	85.7
Available K (kg/Ha)	692.8	231.4
Available Ca (kg/Ha)	8448.5	2787.0
Available Mg (kg/Ha)	472.5	122.3
Clay (%)	21.3	16.7
Silt (%)	25.3	3.0
Sand (%)	53.3	18.3

* Topsoil, 0-15 cm horizon.

This region is characterised by a humid continental climate with an average annual temperature of 6.2°C and a mean temperature of 15.6°C during the growing season (May-September). Total annual precipitation is 1010.6 mm and the average monthly precipitation for

the growing season is 87.3 mm (Environment Canada, 2018, data 1981-2010). The first growing season displayed average temperatures from May to September (Fig. 2a). The rain precipitation distribution was non-uniform (Fig. 2b). Higher precipitation occurred in June 2017 and average temperatures were favourable for willow establishment. Compared to 2017, the 2018 growing season was drier. The temperature was higher than average from July to September (Fig. 2a). In addition, rain precipitation was lower than usual, except for September (Fig. 2b).

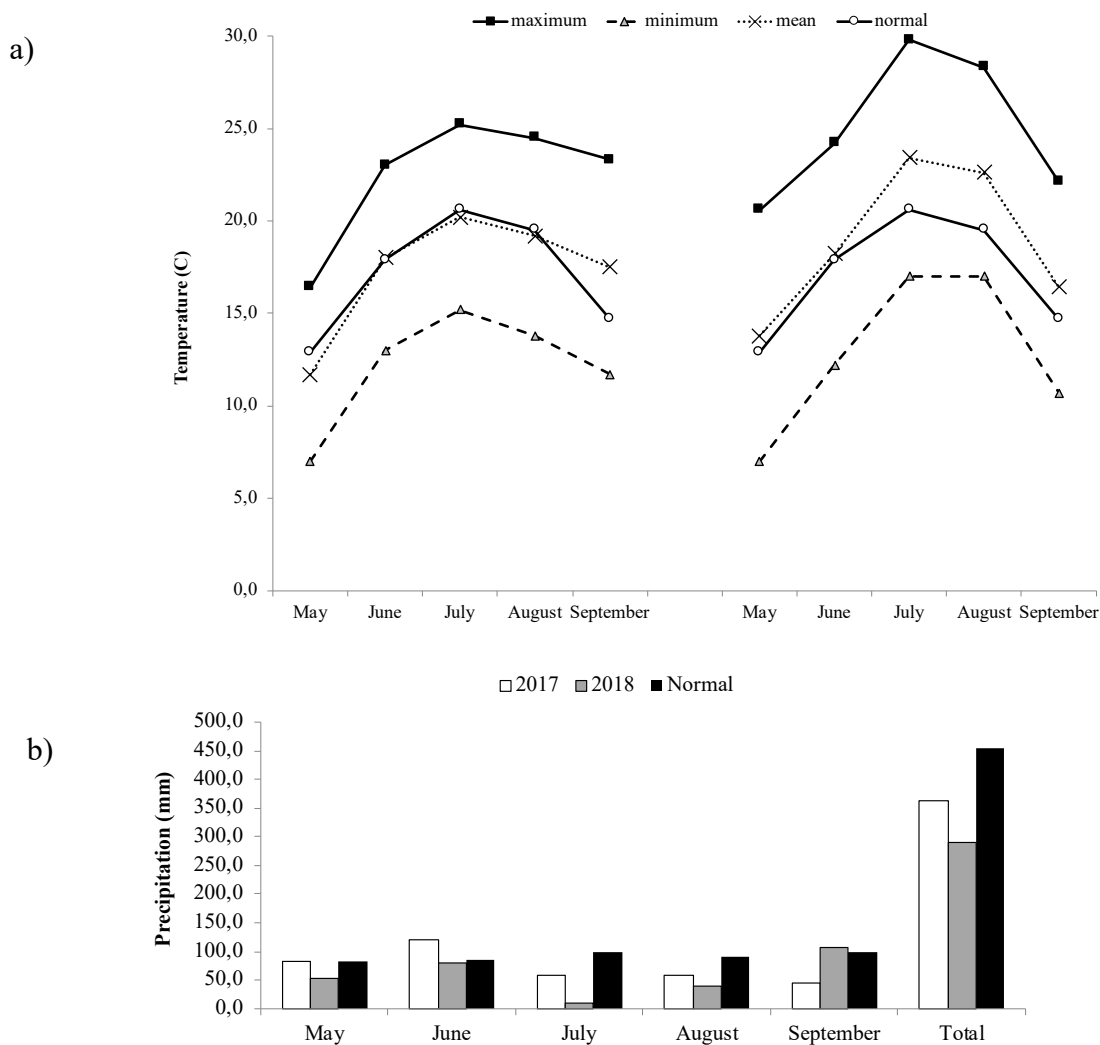


Figure 2. Temperature (a) and rain precipitation (b) from May to September over two growing seasons (2017-2018). The mean values presented referred to the St-Hubert/Montreal meteorological station, the closest meteorological station from the experimental site (Environment Canada, 2018). Average values from the same station were calculated over 1981-2010 (Environment and Climate Change Canada data).

2.2 Experimental design

To assess the effect of plant cover and soil amendment on biomass production and biotic resistance, we implemented a randomised complete block design, replicated six times (*i.e.* six blocks). We tested three experimental factors: stand composition, herbaceous cover and soil amendment. Stand composition was a binary factor (monoculture vs. polyculture) testing the effect of several willow cultivars. We selected a monoculture of *Salix miyabeana* ‘SX61’ and a polyculture of three cultivars ‘SX61’, ‘S25’ (*S. eriocephala*) and ‘Fish Creek’ (*S. purpurea*). This selection was based on previous experiments using these willow cultivars for environmental applications under temperate climate, which showed high growth rates and were easily available (Berthod et al., 2015; Dickmann and Kuzovkina 2014; Guidi et al., 2013; Labrecque and Teodorescu 2005). Herbaceous cover was a binary factor (presence vs. absence) testing the effect of an additional companion plant species. We selected red fescue (*Festuca rubra* L.) in this trial as it is a North American native species able to grow under shade and with a lower maximal height than willow. As a comparison, Desjardins et al. (2018) tested the effect of *Festuca arundinacea* on the aboveground biomass yield of *Salix miyabeana* ‘SX67’. They observed a better aboveground contaminants extraction yield in presence of *F. arundinacea*, in monoculture and in polyculture mixed with *S. miyabeana*. The third factor was the addition of a soil amendment (presence vs. absence) to half of the experimental plots. Compost was added to increase sprouting rate and to maintain a higher soil humidity level. Plots were monitored during two consecutive growing seasons (2017 and 2018).

To test the biotic resistance of willow microcuttings, we added two undesirable tree species commonly found in powerline rights-of-way to the plots: red maple (*Acer rubrum* L.) and gray birch (*Betula populifolia* Marsh.). Both tree species possess traits that enable them to successfully colonise open sites: drought tolerance and widespread seed dispersal (Berkowitz et al., 1995).

2.3 Experimental set up and planting material

The experimental site was initially covered by different plant species, mostly herbaceous plants. The external abiotic factors such as full-sun exposition, and the biotic factors such as low-growing plant community were representative of open sites. Before establishing the experimental design, we treated the site twice with glyphosate (Round-up, first with a 0.67% concentration, 2% for the second application) to eliminate existing vegetation, which consisted mostly of grasses and weeds. We rototilled the soil to limit the growth of weeds from the existing seed bank. We set up the plots on June 2017 and spaced 1 m apart to avoid edge effects. Each block consisted of the eight possible factorial combinations. We included two additional control plots in each block with the soil amendment treatment only to evaluate the growth of tree seedlings with and without compost. Each of the 60 plots was 4 m².

We obtained willow microcuttings (5 cm from one-year old willow stems) from a local willow farm (Agro Énergie, Saint-Roch-de-l'Achigan, Québec, Canada). We covered five randomly selected plots per block with approximately 5 cm of compost (Caosol compost from Fafard, Saint-Bonaventure, Québec) (Table II). At the same time, we sowed 100 g of red fescue in four randomly selected plots per block (Gloco, Anjou, Québec). Microcuttings were then uniformly scattered horizontally on the plots at a density of 90 microcuttings m⁻² (360 microcuttings of *S. miyabeana* in monoculture plots and 120 microcuttings of each cultivar in the polyculture plots). We selected this microcutting density based on Frenette-Dussault et al. (2019). We then manually incorporated microcuttings to the compost or the ground. Microcuttings were not visible from the surface.

Tableau II. Compost characteristics measured before the plantation (June 2017). Mean values of samples and their respective standard deviations are presented.

Compost composition	Mean	Standard deviation
pH	6.4	0.2
CEC (meq/100g)	42.4	4.4
Organic matter (%)	51.5	2.6
Available P (kg/Ha)	1192.7	136.5
Available K (kg/Ha)	8824.0	1185.3
Available Ca (kg/Ha)	8722.3	479.3
Available Mg (kg/Ha)	1637.7	122.6

After the first growing season, we transplanted 4 one-year old tree seedlings of each species, *A. rubrum* and *B. populifolia*, (Aiglon Indigo, Lourdes, Québec) in the central 1 m² zone in all 60 plots on June 2018.

We watered weekly plots during the first month of the experiment (June 2017) to maximize establishment success. To reduce the potential impact of plant competition (Sulaiman et al., 2005), weeding of the plots was performed three times during the first growing season (July and August 2017). We neither weeded nor watered plots during the second growing season. We set up ultrasonic repellent devices around the experimental site from May to September (2017-2018) to avoid grazing damage from large herbivores, such as deer.

2.4 Sampling

At the end of both growing seasons (September 2017 and 2018), we collected data on: *i*) stand density of microcuttings; *ii*) growth rate (shoot number and stem height); *iii*) total plant cover; and *iv*) seedling stem diameter. The number of stems produced (irrespective of cultivar identity) per unit area was counted on 1 m² quadrats located in the center of each plot to obtain stand density. We also calculated the number of shoots produced by each stem located in the 1 m² quadrat to obtain shoot number per microcuttings. The height of the tallest shoot of each stem was also measured to obtain height stem. In addition, we estimated the percentage plant

cover. We based our assessment of plant cover on the semiquantitative scale of Mercier et al. (2001), and divided percentage plant cover and bare soil in nine classes, all species confounded: 1 = 0-1%, 2 = 1-5%, 3 = 5-10%, 4 = 10-25%, 5 = 25-50%, 6 = 50-75%, 7 = 75-85%, 8 = 85-95%, 9 = 95-100%. We used the median value of each class to assign a plant cover value to each plot. To test the biotic resistance of willow shrub covers, we investigated seedling establishment of the both tree species and we recorded seedling diameter at ground level. We measured the initial diameter (D_i) in May 2018 and the final diameter (D_f) in September 2018. To obtain the relative growth diameter rate, we used this equation: $((D_f - D_i)/D_i) * 100$. We decided to keep negative diameter rate for statistical analysis to avoid overestimating the cover effect. However, we transformed negative diameter rate to zero to present mean values, a decrease in tree seedlings diameter seemed improbable.

2.5 Data analysis

We analysed all data with the JMP software. A mixed model ANOVA, with blocks as a random effect, tested the effects of three fixed factors (stand composition, herbaceous cover, soil amendment) on yield performance (stand density and recovery rate of bare ground), plant growth (shoot number and stem height) and biotic resistance (seedling diameter). Analyses were followed by Tukey post-hoc comparison tests.

3. Results

3.1 Stand density

Stand density displayed significant differences between treatments, except for soil amendment ($P = 0.0908$). Polyculture had significantly higher number of stems produced than monoculture; an average of 83 stems m^{-2} for polyculture than 54 stems m^{-2} for monoculture ($P = 0.0032$). The presence of an herbaceous layer reduced stand density by approximately more than 50%, an average of 41 stems m^{-2} with herbaceous than 96 stems m^{-2} without ($P < 0.0001$). We observed a highest mean stand density values within the polyculture without the herbaceous cover (120 stems m^{-2}) and the lowest stand density within the monoculture with the herbaceous cover (24 stems m^{-2}) (Fig. 3). The interaction between stand composition and soil amendment was statistically significant ($P = 0.0431$). Mean values were generally lower with compost, except for the monoculture without the herbaceous cover (Fig. 3).

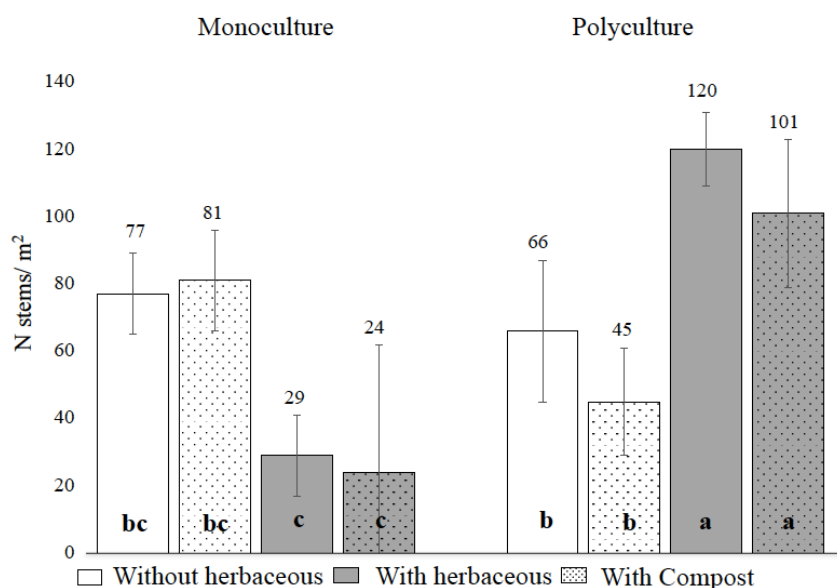


Figure 3. Stand density for the species combinations treatments and for soil amendment from May to September (2018). Mean values (with standard deviations) for the second growing season are shown. Different letters in lowercase represent statistically significant differences of the interaction between stand composition and soil amendment ($P < 0.05$).

3.2 Plant cover

Plant cover significantly differed between the herbaceous cover treatment. Unlike the stand density, the presence of the red fescue had a significant positive effect on the proportion of plant cover ($P = 0.0009$). The presence of fescue increased plant cover of almost 35% on average compared to plots without fescue. Stand composition and soil amendment treatments did not have a significant effect on plant cover ($P = 0.3500$ and $P = 0.0732$ respectively). The interaction between plant cover and all treatments was not statistically significant.

Mean values of plant cover varied between levels of stand composition and herbaceous cover mixed (Fig. 4). Both monoculture and polyculture with herbaceous cover, with or without compost, cover nearly all ground compare to the plots without fescue. Soil amendment appeared to affect negatively plant cover in plots without herbaceous cover. Unexpected, these plots had a greater cover without the presence of compost (Fig. 4).

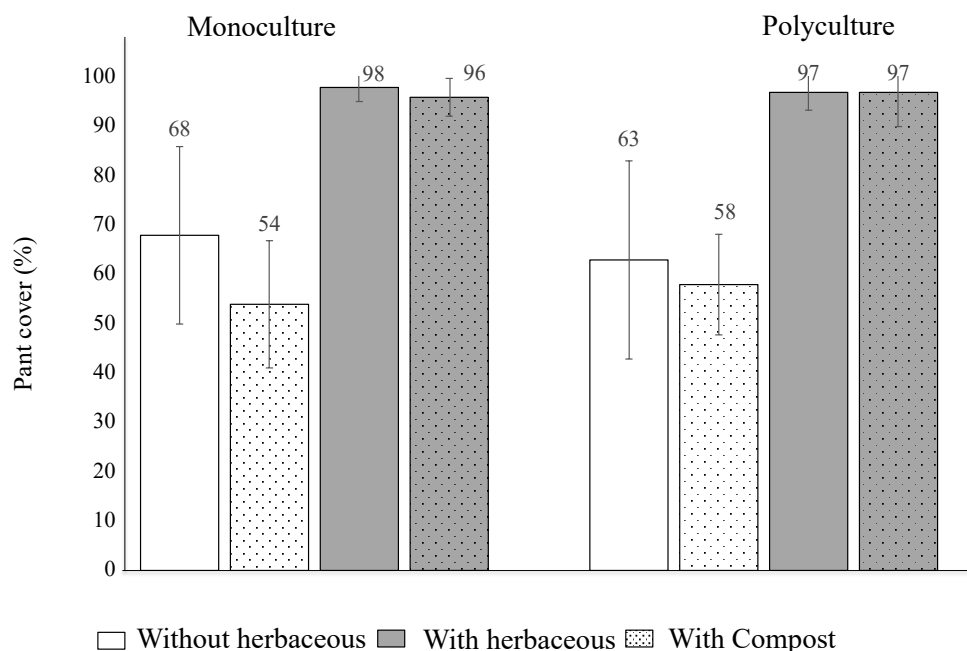


Figure 4. Plant cover for the various treatments from May to September (2018). Mean values (with standard deviations) for the second growing season are shown.

3.3 Plant growth

Shoot number per microcutting significantly differed between two treatments: herbaceous cover and soil amendment. The stand composition treatment was not statistically significant ($P = 0.7762$). Microcuttings without fescue produced significantly more shoots (an average of 2.5 shoots per microcuttings) than in plots with fescue (1.7) ($P = 0.0143$). The lowest and highest mean values observed were monoculture with fescue (1.4 shoots per microcuttings) and both monoculture and polyculture without fescue (3.0) respectively (Fig. 5a). The presence of the compost affected positively the number of shoots produced, an average of 2.5 shoots per microcuttings with compost than 1.7 without ($P = 0.0026$). The interaction between shoots number and all treatments was not statistically significant.

Stem height differed significantly across stand composition and herbaceous cover treatments, not for soil amendment. Unlike the stand density, the monoculture plots had the highest stems (an average of 157 cm height) compare to polyculture (an average of 121 cm height) ($P = 0.0037$). The presence of the fescue negatively affected stem height, 158 cm height without fescue compare to 120 cm height with ($P = 0.0059$). Unlike shoot number, soil amendment did nearly have a significant effect on stem height ($P = 0.0506$); could potentially have a positively effect on the stem height. Mean stem height was the tallest in the monoculture without fescue with compost (185 cm) and being the smallest in the polyculture with fescue, without compost (103 cm; Fig. 5b). The interaction between stem height and all treatments was not statistically significant.

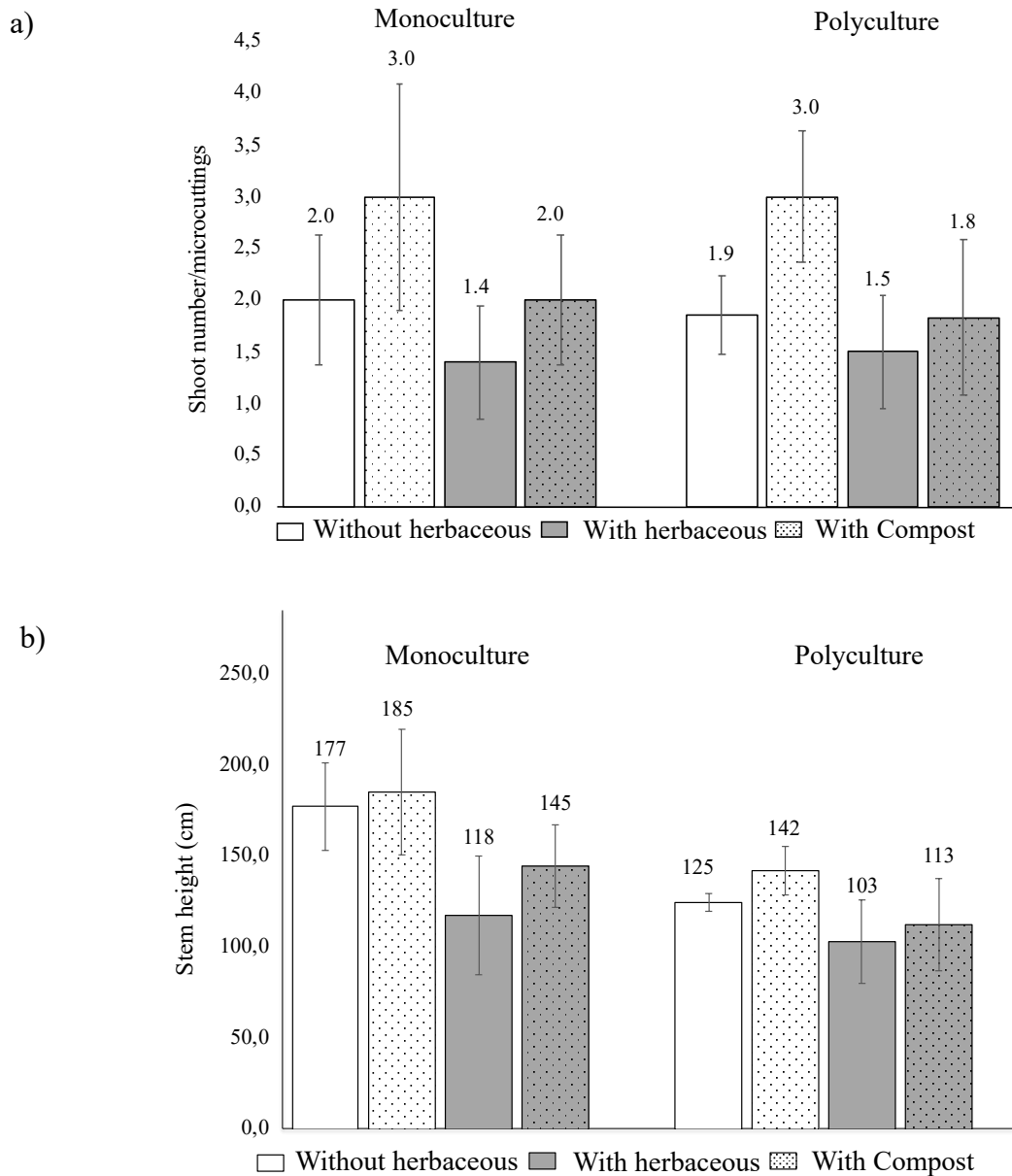


Figure 5. Shoot number (a) and stem height (b) for the species combinations treatments and for soil amendment from May to September (2018). Mean values (with standard deviations) for the second growing season were presented.

3.4 Biotic resistance

Both gray birch and red maple tree seedling diameter were not significantly differed between all three treatments. The interaction between relative diameter growth and all

treatments was not statistically significant. However, the relative growth rate of diameter tended to increase less with plant cover compare to uncovered plots (control plots) (Fig. 6a; 6b).

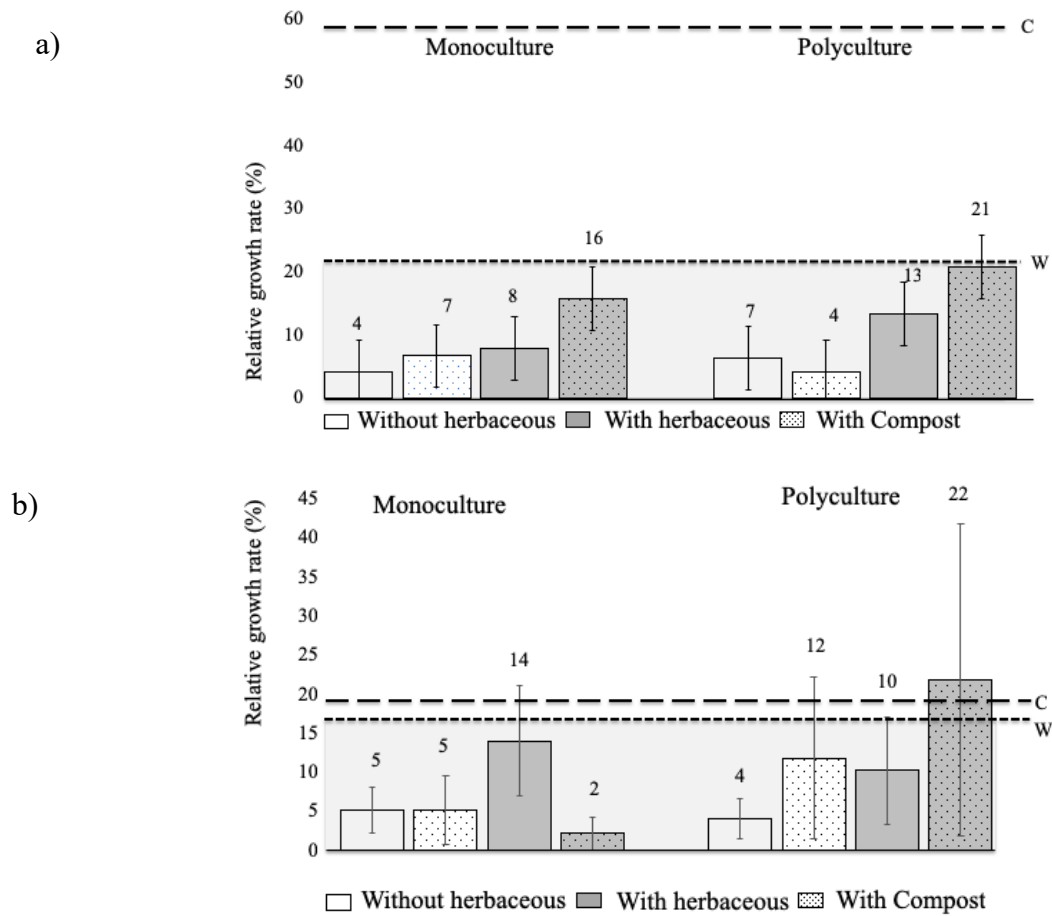


Figure 6. Diameter growth of *B. populifolia* (a) and *A. rubrum* (b) at the ending of the second growing season for the four species combination treatments from May to September (2018). Mean values (with standard error) are presented. The two lines indicate the mean values of diameter growth rate for control plot, one without compost (W) and one with (C). The gray shade shows the mean values of the diameter growth rate under the control plot without compost (W).

4. Discussion

The study showed that the use of willow microcuttings instead of more conventional willow cuttings (~20 cm in length) could potentially be used in restoration practices. Microcuttings were able to produce dense shrub covers and to cover bare ground. High rainfall and typical seasonal temperatures in the first growing season (2017) maintained adequate soil

moisture conditions, one of the major limitations for the first stage of willow establishment (Guidi Nissim et al., 2016; Sulaiman et al., 2005). Even if climatic conditions in 2018 were drier, no negative effect on the stand density were observed during the second growing season.

4.1 Yield performance of microcuttings

As expected, trends in yield variation have shown that polycultures produced denser stands than monocultures. This result is comparable with a study conducted in similar climatic conditions with other willow cultivars (Frenette-Dussault et al., 2019), where it was observed that a mix of cultivars produced more stems than a monoculture. The presence of *S. eriocephala* ‘S25’ in our experimental design could explain the highest stand density in polyculture. The cultivar ‘S25’ is recognised to produce more ramifications at the base of their main stem (Dickmann and Kuzovkina, 2014) compared to the cultivars used by Frenette-Dussault et al. (2019). As Smith et al. (2008) reported, having a higher cultivar plant diversity could have benefit effect on yield performance. Desjardins et al. (2018) highlighted the greater biomass production of polycultures compare to monocultures. Thereby, denser stands from a diverse assemblage of species could be explained by a positive diversity effect on biomass production. Niche complementarity among the three phenotypically distinct species could thus explain higher yields in polycultures. This suggests a greater exploitation of resources (use of space, water, light or nutrients) in polycultures.

Willows, pioneer species, have been planted in many occasions for revegetation purposes (Isebrand et al., 2014). Even if they are used in soil conservation, they are vulnerable to excessive weed or grass, one of the major limitations of willow establishment (Sulaiman et al., 2005). Competition interaction for resources between plant species, red fescue and microcuttings, could explain these observations. Davis et al. (2001) showed that competition between herbaceous vegetation and woody seedlings for resources (moisture and light) could unfavored shrubs establishment. Irrespective of stand composition, the presence of an herbaceous plant tended to reduce the number of stems produced. Red fescue was sown at the

same time as microcuttings were planted, resulting in a more rapid recovery of soil by red fescue. The purpose to add an herbaceous plant at the same time as the microcuttings was to rapidly create a cover able to stop the early stage development of tree species and secondly, to reduce the operational steps. As many other tree species, willow establishment is slower than herbaceous species (Sulaiman et al., 2005). The presence of an herbaceous layer possibly had a negative effect on the establishment of willow microcuttings, sensitive to interspecific competition (Isebrand et al., 2014; Guidi et al. 2013; Sulaiman et al., 2005). The presence of red fescue was thus a major limitation for the establishment of a dense stand compared to plots without red fescue.

This trial demonstrated that successful microcutting establishment rates would be a viable alternative plantation technic in open environments and useful in restoration ecology. Still, we did not observe a positive effect of soil amendment. We expected that the addition of compost, due to its water-retaining capacity and high nutrient content, would have facilitated the establishment of microcuttings as in the experimental study of Frenette-Dussault et al. (2019). Frenette-Dussault et al. (2019) applied compost, similar to ours, on all plots and had a high establishment rate. It did not do the same in this study. Our planting technique, which differed between plots with and without compost, could have led to these results. The compost was first placed above half of intact soil and microcuttings were then scattered onto all the plots. The compost layer, softer than the soil, necessitated less pressure to force microcuttings to be covered up. In the compost plots, most of the microcuttings were in this compost layer compared to the microcuttings in the plots without compost, which were integrated deeper to the soil. Because of that, we supposed that the microcuttings entirely in the soil may have benefited from this for their establishment. We could not explain these observations. Moreover, the darker color of the compost compared to the soil could have led to an increased dryness of the soil. Soil moisture is another major limitation for the success of willow cuttings establishment (Guidi Nissim et Labrecque, 2016; Isebrands et al., 2014; Sulaiman et al., 2005).

Stem height and the number of shoots per microcutting were also negatively impacted by the early addition of red fescue. Its presence affected not only stand density, but also the height of stems and the number of shoots produced per microcutting, resulting in less dense woody covers. The herbaceous cover sustained a more rapid recovery of the soil, but it strongly competed with the microcuttings during their establishment. Faster to establish (Sulaiman et al., 2005), the presence of red fescue could have led to over intercompetition for resources and space, negatively affecting microcuttings plant growth. However, the addition of compost affected positively the number of shoots produced. Even if the relation was non-significant, we observed a positive trend between the ad of compost and stem height. These results are probably related to the presence of nutrients, helping the plant growth.

4.2 Importance of diversity on biotic resistance

Unlike yield performance results, the presence of red fescue had significant positive effects on plant cover. The presence of the herbaceous layer improved the total recovery of bare ground, covering nearly all ground. Several studies demonstrated significant results with herbaceous covers in restoring open environments (Mercier et al., 2001; de Blois et al., 2004; Boivin et al., 2009). The present study validates the rapid establishment of an herbaceous species reported in previous studies. Even mixed with microcuttings, the presence of the red fescue positively affected the covering of bare ground. This observation is coherent with the idea that red fescue helped to cover the spaces between stems. Its capacity to establish quickly under shade allowed it to spread over nearly all the plot surface.

Nevertheless, the presence of the herbaceous species was at the expense of the willow canopy. As mentioned, the intercompetition by red fescue positively affected the percent of open canopy. Willow stands were denser with the plots without red fescue. Several studies have reported a positive potential from shrubs plant communities to reduce pioneer tree species invasions in open fields (Niering and Goodwin 1974; Bamble et al. 1990; Putz and Canham 1992; Meilleur et al. 1997). They observed a relative effect of dense shrubs canopy competition on the growth of undesirable tree species compared to open environment (Putz and Canham,

1992). We assumed that a denser canopy would have a stronger competitive effect on tree seedling growth. We didn't observe a significant effect of vegetation cover on the growth of both tree species seedlings. We observed a positive trend between vegetation cover and diameter rate. The diameter increases of gray birch and red maple were lower with a dense vegetation cover (except for the polyculture with red fescue for the red maple) compared to the control plots. In the case of the polyculture with red fescue, it displayed one of the lowest willow establishment rates and produced the lowest number of shoots and had the smallest stem height. Due to all these factors, the biotic resistance may have been lower in these plots. However, these results are related to only one growing season. Berkowitz et al. (1995) suggested that the observations on one-year results could not be reliable. They highlighted that it may require more than ten years for tree seedlings to emerge from shrubs canopy. Intact vegetation could facilitate the survival rate from drought and heat stress.

4.3 Planting recommendations

During this experimental study, we observed a greater establishment rate without the presence of red fescue. We reckon that spread the red fescue at the same time as microcuttings might negatively affect their establishment rate. The planting technic timing was realizing to minimize the cost of manual operations. In this case, another herbaceous plant, less aggressive, could be tested to see if it affects the microcuttings. Otherwise, the red fescue showed a good recovery of bare ground, the next step will be to test it on a different timing planting. As an improvement over the present study, we suggest to scatter microcuttings first and wait for the emergence of willow stems before sowing the red fescue. Another element to consider is the importance of soil amendment on the establishment of willow microcuttings. Our results shown better stand density results without compost, the intact soil revealed adequate for establishing a willow plantation. To minimize the operational costs of planting, we suggested that the addition of compost is not necessary if the soil has good properties.

5. Conclusion

Willow shrub covers have shown interesting results in restoring open sites. The current cost for establishing conventional willow plantations on large areas is an issue because of the operational costs. Guidi Nissim and Labrecque (2016) and Frenette-Dussault et al. (2019) have developed an alternative planting methodology that could potentially be used to restore open sites at lower costs. In this current trial, we tested 5 cm long microcuttings and intended to evaluate their potential to cover perturbed soil rapidly and to stop establishment of undesirable tree species. We suggest that a mixed-species assemblage will provide an adequate cover to restore disturbed site. Polyculture instead of monoculture provided beneficial effects on establishment and growth rates during two growing seasons. However, the presence of the herbaceous layer negatively affected the yield performance of microcuttings but offered a better covering of bare ground. Presence of compost did not favorize the microcuttings: these results could suggest further study on adequate type of substrate to optimize their potential. The timing and strategies of the planting technic could explain these results. Further investigation on planting technics should be done to maximize the microcuttings establishment rate potential. Even if the biotic resistance results were not optimal, the vegetation cover showed interesting observations, a better canopy than covering bare ground could led to a better biotic resistance. We suggest that microcuttings are an interesting alternative technic to both reduce environmental and economic impacts.

6. Acknowledge

This study was financially supported by the Phytotechnology NSERC/Hydro-Québec Industrial Research Chair. The authors thank Stéphane Daigle for his assistance with statistical analysis and interns for their help in maintaining the experimental site and assistance with data collection.

Chapitre 3 | DISCUSSION GÉNÉRALE

Les perturbations anthropiques des sols lors de leur mise à nu entraînent la création de nouveaux espaces aux conditions environnementales différentes pouvant être hospitalières à certaines espèces végétales colonisatrices exotiques ou indésirables. L'envahissement des milieux par ces espèces a non seulement des répercussions environnementales, par le bouleversement de la biodiversité des communautés végétales locales, mais également économiques, puisque je vais recourir à des méthodes de gestion pour restaurer ces habitats dégradés. Une des approches prisées en restauration des sols emploie la phytotechnologie, méthode qui utilise les plantes pour résoudre les problèmes environnementaux. Les couverts végétaux sont réputés pour avoir la capacité de coloniser les sols perturbés et limiter l'établissement d'espèces de plantes envahissantes. Dans cette optique, le but est de créer une communauté végétale stable capable de diminuer la présence des plantes dont nous désirons limiter leur présence. Deux types de végétaux sont employées, soit la création d'un couvert composé d'herbacées ou d'arbustes. Les couverts arbustifs composés d'espèces de saule sont une des méthodes employés pour résoudre cette problématique. Les techniques conventionnelles de plantation de saule nécessitant des coûts élevés, elles sont souvent boudées dans le cadre de projet de restauration de grandes surfaces.

Une technique alternative de plantation de saule a été testée par Guidi Nissim et Labrecque (2016) qui visait la réduction de la longueur du matériel végétal conventionnel des boutures : des microboutures de 5 cm de long. Cette approche a été reprise pour être tester sur de plus grandes surfaces et a montré des résultants performants de taux d'établissement et de production de biomasse (Frenette-Dussault et al., 2019). Ce projet de maîtrise explore le potentiel des microboutures de saule comme couvert arbustif pour recouvrir rapidement les espaces ouverts et pour leur capacité à bloquer l'établissement d'espèces arborescentes indésirables. L'efficacité de recouvrement du sol par des microboutures de saule et de résistance biotique est un sujet ayant été peu analysé. Ce projet de recherche appliqué visait avant tout de tester l'efficacité de recouvrement du sol par des microboutures de saule et de résistance biotique, un sujet ayant été peu analysé. Toutefois, il aurait été intéressant d'approfondir

d'avantage les concepts théoriques du rôle de la diversité dans les couverts et des différents processus impliqués, éléments qui n'ont pas été pris en compte dans cette étude. Pour répondre à mon objectif principal, une investigation fut conduite dans un champs semi-contrôlé afin de reproduire les conditions en situation de milieu ouvert.

Trois facteurs ont fait l'objet d'étude : la composition en saule (monoculture/polyculture), la présence d'une herbacée (avec/sans) et le type de substrat (avec/sans compost). La première partie de l'objectif visait à évaluer la performance des microboutures en milieu ouvert. Mes hypothèses m'amenaient à proposer que : 1) les assemblages d'espèces de saule (polyculture) auraient un meilleur recouvrement que ceux de monoculture; 2) la présence d'une espèce compagne se ferait au détriment des microboutures, mais offrirait un meilleur recouvrement de l'espace; 3) la présence du compost favoriserait une meilleure densité de plantation. Puis, l'hypothèse associée à ma deuxième partie de mon objectif était que la résistance biotique du couvert végétal serait corrélée au pourcentage de recouvrement.

Après 2 saisons de croissance, mes résultats montrent un meilleur taux d'établissement des microboutures dans les polycultures que les monocultures. Toutefois, mes observations suggèrent que la présence de l'herbacée comme plante compagne diminue le taux d'établissement des microboutures. Dans un souci de réduction des frais enrayés par les opérations de plantation, j'avais semé la fétuque rouge en même temps que les microboutures. Les saules sont reconnus pour leur piètre résistance face à l'intercompétition avec des herbacées ou des mauvaises herbes lors de leur établissement (Isebrand et al., 2014; Sulaiman et al., 2005). La présence de la fétuque a rapidement couvert le sol, au détriment des microboutures. En contrepartie, une meilleure couverture du sol à nu a été réalisée par des assemblages (monoculture/polyculture) composés de fétuque rouge. Une autre hypothèse à envisager serait les interactions naturelles biochimiques produites par les plantes dans le sol : les effets allélopathiques. Une étude réalisée par Bertin et al. (2003) ont exploré les propriétés allélopathiques des fétuques, notamment la fétuque rouge, et leurs effets négatifs potentiels sur

les plantes environnantes : inhibition de la croissance et du développement des autres espèces. Il est possible que seule la présence de cette herbacée dans les parcelles ait eu un impact négatif sur le taux d'établissement des microboutures.

Contre toute attente, bien que la présence du compost ait favorisé la hauteur des tiges et le nombre de tiges secondaires produites par microbouture, elle a défavorisé la densité de plantation. Sensibles à la dessiccation (Guidi Nissim and Labrecque, 2016; Isebrands et al., 2014; Sulaiman et al., 2005), j'espérais ainsi favoriser le développement des microboutures par l'apport de compost. Ce constat m'a donc amené à m'interroger sur la méthode de plantation. En effet, les microboutures plantées dans les parcelles sans compost étaient enfoncées directement dans le sol en place, ce qui a pu favoriser leur taux d'établissement. En contrepartie, celles plantées dans les parcelles avec compost nécessitait moins de pression sur les boutures pour les enfoncer dans le sol en place, puisque la couverture de compost suffisait à les recouvrir entièrement. Est-ce que le fait d'être moins en contact avec le sol en place, qui était de bonne composition, pourrait expliquer la moins grande performance des microboutures? Le compost aurait peut-être diminué la disponibilité des ressources en eau et en nutriments en provenance du sol est aussi une hypothèse à considérer. Deux expériences menées précédemment avaient pourtant montrées de bons résultats quant à l'apport de compost sur le taux d'établissement (Frenette-Dussault et al., 2019 ; Guidi Nissim and Labrecque, 2016).

Finalement, il est difficile d'avoir une idée représentative de l'influence du couvert sur le blocage du taux de croissance des espèces indésirables compte tenu du manque de données. En effet, les analyses statistiques n'ont révélé aucune différence significative entre les divers traitements quant au succès du recouvrement ou de la densité du couvert. Toutefois, une tendance positive du couvert végétal face à la résistance biotique se dégage. On observe un taux de croissance des semis plus faible dans les parcelles avec un couvert que dans les parcelles témoins. Berkowitz et al. (1995) suggèrent qu'une étude sur la capacité de résistance biotique des couverts végétaux devrait être menée sur un plus long terme, entre 10 et 20 ans, afin d'avoir

une meilleure idée des différents processus impliqués lors des différents stades de croissance des arbres (facilitation ou compétition).

Certaines questions sont observées dans la littérature et mériteraient d'être approfondies. Tout d'abord, on retrouve une littérature sur des expériences réalisées sur des espèces indigènes commerciales. Même si on observe une hausse de la tendance de l'emploi des espèces indigènes dans les mélanges, il y a encore de la place à l'amélioration. Puis, il y a un manque d'étude sur du long terme et sur de plus grandes surfaces souvent expliqué par un manque de financement. Il serait intéressant d'avoir des études sur une durée d'une dizaine d'années et non pas sur de courtes périodes comme il est souvent le cas. Ces informations permettraient d'avoir une meilleure idée du potentiel d'inhibition et de la création d'une population stable.

Mon étude soulève des interrogations quant à la meilleure méthode de plantation. Tout d'abord, un mélange de cultivars de saule aux phénotypes différents permet une meilleure complémentarité de l'utilisation de l'espace et des ressources. Une meilleure compréhension des traits fonctionnels entre les espèces permettrait une meilleure sélection du choix des espèces pour occuper la niche écologique des espèces indésirables. Je ne saisis pas encore toutes les conséquences et implications du couvert végétal. La compréhension des différents mécanismes est importante afin de mieux comprendre les espèces indésirables et les stratégies biologiques appliquées dans un contexte de restauration des sols. Par ailleurs, semer une herbacée en même temps que les microboutures par souci économique n'optimise ni l'établissement des microboutures ni leur densité de couverture. Deux options seraient envisageables, soit l'emploi d'un autre type d'herbacée, moins agressive, soit reporter la date d'ensemencement de la fétuque rouge au moment où les premières tiges sortent du sol. Finalement, tel que démontré, l'ajout du compost n'est pas nécessaire à l'établissement des microboutures lorsque le sol possède des propriétés adéquates pour leur développement. Je pourrais donc envisager d'éliminer cette dépense des coûts opérationnels. De futures expériences sur le type de substrat et les stratégies de plantation optimales seraient pertinentes.

Le contrôle des espèces indésirables par un couvert composé de microboutures offre une opportunité intéressante de restauration des sols perturbés. L'approfondissement des connaissances sur l'établissement de ces microboutures dans le cadre de cette recherche appliquée permet une meilleure compréhension de leur mode d'établissement et leur capacité de résistance biotique et pourra, par la suite, être repris dans d'autres domaines connexes d'aménagement et de réhabilitation de sites perturbés.

Bibliographie

- Albert, A., Brisson, J., Dubé, J. et Lavoie, C. (2013). Do woody plants prevent the establishment of common reed along highways? Insights from southern Quebec. *Invasive Plant Science and Management*, 6(4), 585-592.
- Angers, V. (2015). *Revue de littérature sur les mesures de biodiversité reconnues en maîtrise de la végétation dans les emprises de transport d'électricité*. Rapport présenté à Hydro-Québec TransÉnergie. Institut de recherche en biologie végétale, Montréal.
- Aubin, I. et Ricard, J.-P. (1999). *Méthodes d'implantation d'espèces compatibles avec le réseau de distribution d'électricité : Méthodes alternatives à la plantation*. Étude présentée à l'Unité Environnement – Direction Projets de distribution Hydro-Québec.
- Berkowitz, A. R., Canham, C. D. et Kelly, V. R. (1995). Competition vs. facilitation of tree seedling growth and survival in early successional communities. *Ecology*, 76(4), 1156-1168.
- Berthod, N., Brereton, N.J.B., Pitre, F. et Labrecque, M. (2015). Five willow varieties cultivated across diverse field environments reveal stem density variation associated with high tension wood abundance. *Frontiers in plant science*, 6.
- Bertin, C., Paul, R., Duke, S. et Weston, L. (2003). Laboratory assessment of the allelopathic effects of fine leaf fescues. *Journal of chemical ecology*, 29(8), 1919-1937.
- Boivin, P., de Blois, S. et Brisson, J. (2018). How well does bordering forest composition predict tree establishment in utility corridors? *Applied Ecology and Environment Research*, 16(3), 3351-3361.
- Boivin, P., de Blois, S., Fontaine, B. et Brisson, J. (2009). *Maîtrise intégrée de la végétation dans l'emprise de la ligne Hertel - Des Cantons. Projets réalisés dans le cadre du suivi écologique, des ensemencements de mélanges stables et de la maîtrise des rejets de souches et des drageons*. *Activité 2010*. Rapport préparé pour Hydro-Québec TransÉnergie. Institut de recherche en biologie végétale, Montréal.
- Brown, D. (1995). The impact of species introduced to control tree invasion on the vegetation of an electrical utility right-of-way. *Canadian Journal of Botany*, 73(8), 1217-1228.
- Byun, C., de Blois, S. et Brisson, J. (2018). Management of invasive plants through ecological resistance. *Biological Invasions*, 20(1), 13-27.
- Byun, C., de Blois, S. et Brisson, J. (2013). Plant functional group identity and diversity determine biotic resistance to invasion by an exotic grass. *Journal of Ecology*, 101(1), 128-139.

- Byun, C. et Lee, E.J. (2017). Ecological application of biotic resistance to control the invasion of an invasive plant, *Ageratina altissima*. *Ecology Evolutioni*, 7(7), 2181-2192.
- Cadotte, M. W., Carscadden, K. et Mirotnick, N. (2011). Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079-1087.
- Callaway, R.M., Thelen, G.C., Rodriguez, A. et Holben, W.E. (2004). Soil biota and exotic plant invasion. *Nature*, 427(6976), 731-733.
- Cameron, D. S., Leopold, D. J. et Raynal, D. J. (1997). Effect of landscape position on plant diversity and richness on electric transmission right-of-way in New York State. *Canadian Journal of Botany*, 75(1993), 242-251.
- Davis, M. A., Wrage, K. J. et Reich, P. B. (1998). Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology*, 88, 652-661.
- de Blois, S., Brisson, J. et Bouchard, A. (2002). *Selecting herbaceous plant covers to control tree invasion in rights-of-way*. p. 103-110 dans: J. W. Goodrich-Mahoney, D. Mutrie et C. Guild (eds.), *Environmental Concerns in Rights-of-Way Management*. 7th international symposium. Elsevier Science, Calgary.
- de Blois, S., Brisson, J. et Bouchard, A. (2004). Herbaceous Covers to Control Tree Invasion in Rights-of-Way: Ecological Concepts and Applications. *Environmental Management*, 33(5), 606-619.
- Deshaye, J. et Giguère, M. (2002). Diversité floristique d'une emprise de lignes de transport d'énergie électrique en forêt mixte. *Le Naturaliste Canadien*, 126(2), 60-67.
- Desjardins, D. (2018). *Diversité végétale en phytoremédiation. La complémentarité fonctionnelle pour gérer efficacement la contamination multiple des sols*. (Thèse de doctorat). Université de Montréal, Montréal.
- Diaz, S., Fargione, J., Stuart Chapin, F. et Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol*, 4(8).
- Dickmann, D.I. et Kuzovkina, J. (2014). Poplars and willows of the world, with emphasis on silviculturally important species. Dans J. G. Isebrands et J. Richardson (dir.), *Poplars and Willows: Trees for society and the environment* (8-91). Rome, Italy: The Food and Agriculture organization of the United Nations and CABI.
- Dubé, C. (2009). *Impacts des emprises de lignes électriques sur la végétation des tourbières*. (Mémoire de maîtrise). Université de Montréal, Montréal.

- Elton, C. S. (1958). *The ecology of invasion by animals and plants*. Londres: Kluwer Academic Publisher B. V.
- Environment Canada. (2018, 10 octobre). Canadian climate normals 1981-2010. Repéré à http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/index_e.html
- Frenette-Dussault, C., Benoist, P., Kadri, H., Pitre, E. F. et Labrecque, M. (2019). Rapid production of willow biomass using a novel microcutting-based field plantation technology. *Ecological Engineering*, 126, 37-42.
- Gravel, D., Gounand I. et Mouquet, N. (2009). Le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes. *Cienca & Ambiente*, 39, 63-84.
- Guidi Nissim, W. et Labrecque, M. (2016). Planting microcuttings: An innovative method for establishing a willow vegetation cover. *Ecological Engineering*, 91, 472-476.
- Guidi, W., Pitre, F. et Labrecque, M. (2013). Short-rotation coppice of willows for the production of biomass in Eastern Canada. *Biomass Now - Sustainable Growth and Use, Tech Open Science*. Chapitre 17: 421-448.
- Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Calderira, M. C., Diermer, M., Dimitrakopoulos, P. G., ...Lawton, I. H. (2001) Plant diversity and productivity experiments in european grasslands. *Science*, 286, 1123-1127.
- Hill, J. D., Canham, C. D. et Wood, D. D. (1995). Patterns and Causes of Resistance to Tree Invasion in Rights-of-Way. *Ecological Applications*, 5(2), 459-470.
- Hobbs, R. J. et Norton, D. A. (1996). Towards a conceptual framework for restauration ecology. *Restoration Ecology*, 4(2), 93-110.
- Hydro-Québec TransÉnergie. (2013a). *Synthèse des connaissances environnementales pour les lignes et les postes 1973-2013 : Biodiversité dans les emprises (Rapport no 2013E0789-16)*. Repéré à http://www.hydroquebec.com/data/developpement-durable/pdf/16_BiodiversiteDansLesEmprises.pdf
- Hydro-Québec TransÉnergie. (2013b). *Synthèse des connaissances environnementales pour les lignes et les postes 1973-2013 : Maîtrise intégrée de la végétation dans les emprises (Rapport no 2013E0789-19)*. Repéré à http://www.hydroquebec.com/data/developpement-durable/pdf/19_MaitriseIntegreeVegetation.pdf
- Isebrands, J. G. et Richardson, J. (2014). Introduction. Dans J. G. Isebrands et J. Richardson (dir.), *Poplars and Willows: Trees for society and the environment (1-7)*. Rome, Italy: The Food and Agriculture organization of the United Nations and CABI.
- Isebrands, J. S., Aronsson, P., Carlson, M., Ceulemans, R., Coleman, M., Dickinson, N., ... Weih, M. (2014). Environmental applications of poplars and willows. Dans J. G.

- Isebrands et J. Richardson (dir.), *Poplars and Willows: Trees for society and the environment* (258-336). Rome, Italy: The Food and Agriculture organization of the United Nations and CABI.
- Jodoin, Y., Lavoie, C., Villeneuve, P., Theriault, M., Beaulieu J. et Belzile, F. (2008). Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology*, 45, 459-466.
- Johnson, D. L., et Lewis, L. A. (2007). *Land degradation: creation and destruction (2e édition)*. Oxford: Rowman & Littlefield publishers inc.
- Kennedy, T.A., Naeem, S. Howe, K.M., Knops, J.M.H., Tilman, D. et Peich, D. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417(6889), 636-638.
- Kennen K. et Kirkwood, N. (2015). *PHYTO: Principles and resources for site remediation and landscape design*. Oxon: Routledge.
- Knops, J. M. H., Tilman, D., Haddad, N. M., Naeem, S., Mitchell, C. E., Haarstad, J., ... Groth, J. (1999). Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters*, 2(5), 286-293.
- Kuzovkina, Y. A. et Volk, T. A. (2009). The characterization of willow (*Salix L.*) varieties for use in ecological engineering applications: Co-ordination of structure, function and autecology. *Ecological Engineering*, 35(8), 1178-1189.
- Kuzovkina, Y. A. et Quigley, M. F. (2005). Willows beyond wetlands: Uses of *salix L.* species for environmental projects. *Water, Air, and Soil Pollution*, 162(1-4), 183-204.
- Labrecque, M. et Teodorescu, T. I. (2005). Field performance and biomass production of 12 willow and poplar clones in short-rotation coppice in southern Quebec (Canada). *Biomass and Bioenergy*, 29(1), 1-9.
- McIvor, I. et Desrochers, V. (2018). *Willow roots in river sediments*. Palmerston North, Nouvelle-Zélande: Plant and Food Research.
- McIvor, I.R. et Douglas, G.B. (2012). *Poplars and willows in hill country-stabilising soils and storing carbon*. Advanced Nutrient Management: Gains from the Past-Goals for the Future.
- McIvor, I., Douglas, G., Dymond, J., Eyles, G. et Marden, M. (2011). Pastoral hill slope erosion in New Zealand and the role of poplar and willow trees in its reduction. *Soil Erosion Issues in Agriculture*, (June), 257-278.
- Meilleur, A., Véronneau, H. et Bouchard, A. (1997). Shrub propagation techniques for biological control of invading tree species. *Environmental Management*, 21(3), 433-442.

- Mercier, C., Brison, J. et Bouchard, A. (2001). Demographic analysis of tree colonization in a 20-year-old right-of-way. *Environmental Management*, 28(6), 777-787.
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human well-being: Synthesis*. Repéré à <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Naeem, S., Knops, J. M. H., Tilman, D., Howe, K. M., Kennedy, T. et Gale, S. (2000). Plan diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *Oikos*, 91(1), 97-108.
- Niering, W. A. et Goodwin, R. H. (1974). Creation of relatively stable shrublands with herbicides: Arresting “succession” on ROW and pastureland. *Ecology*, 55, 784-795.
- Nowak, C. A. et Ballard, B. (2005). A framework for applying integrated vegetation management on rights-of-way. *Journal of Arboriculture*, 31(1), 28-37.
- Nowak, C. A., Abrahamson, L. P., Neuhauser, E. F., Foreback, C. G., Freed, H. D., Shaheen, S. B. et Stevens, C. H. (1992). Cost effective vegetation management on a recently cleared electric transmission line ROW. *Weed Technology*, 6(4), 828-837.
- Parendes, L. A. et Jones, J. A. (2000). Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews experimental forest, Oregon. *Conservation Biology*, 14, 64-75.
- Prach, K. et Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16(3), 363-366.
- Prieur-Richard, A.-M. et Lavorel, S. (2000). Les communautés végétales plus diverses sont-elles plus résistantes aux invasions? *Revue Écologique, Suppl. 7*, 37-51.
- Putz, F. E. et Canham, C. D. (1992). Mechanisms of arrested succession in shrublands: root and shoot competition between shrubs and tree seedlings. *Forest Ecology and Management*, 49, 267-275.
- Smith, R.G., Gross, K.L. et Robertson, G.P. (2008). Effects of crop diversity on agroecosystem function: Crop yield response. *Ecosystems*, 11, 355-366.
- Sulaiman, Z., Kemp, P. D. et Douglas, G.B. (2005). Effects of stem diameter and planting depth on survival and early growth of field-planted willow and poplar. *Agronomy N.Z.* 35, 104-117.
- Teasdale, V. (2017). *Établissement de couverts végétaux visant à inhiber la germination, la croissance et la survie de la Berce du Caucase (Heracleum mantegazzianum)*. (Mémoire de maîtrise). Université de Montréal, Montréal.

- Teodorescu, T. I., Guidi, W. et Labrecque, M. (2011). The use of non-dormant rods as planting material: A new approach to establishing willow for environmental applications. *Ecological Engineering*, 37(9), 1430-1433.
- Tilman, D., Lehman, C. L. et Thomson, K. (1996). Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379, 718-710.
- Turcati L. (2011). Mesure de la biodiversité pour comprendre l'effet des perturbations sur les communautés végétales : apport des caractéristiques écologiques et évolutive des espèces. (Mémoire de maîtrise inédit). L'université Pierre et Marie Curie, France.
- Walker, B. H. (1992). Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation biology*, Oikos, 6, 18-23.
- Wilkinson, A. G. (1999). Poplars and willows for soil erosion control in New Zealand. *Biomass & Bioenergy*, 16, 263-274.
- Willyard, C. J., Tikalsky, S. M. et Mullins, P. A. (2004). *Ecological Effects of Fragmentation Related to Transmission Line Rights-of-Way: A Review of the State of the Science*. Madison, Wisconsin: Resource Strategies Inc.
- Vellend, M. (2017). The Biodiversity Conservation Paradox. *American Scientist*, 105, 94-101.
- Zuazo, V. H. D. et Pleguezuelo, C. R. R. (2008). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. *A review. Agronomy for Sustainable Development*, 28(2008), 65-68.

ANNEXE I : Récapitulatif analyses statistiques ANOVA

Stand density

	Nombre de coefficients	Degré(s) de liberté	Degré(s) de liberté du dénominateur	Rapport F	Prob. > F
Combinaison (Monoculture/Polyculture)	1	1	4,681	30,6573	0,0032*
Avec/Sans fétuque	1	1	5,152	118,2858	<,0001*
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque	1	1	5,049	0,0000	0,9977
Substrat (Oui/Non compost)	1	1	5,159	4,3104	0,0908
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	4,665	7,6047	0,0431*
Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	4,803	0,0361	0,8570
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	4,349	0,0090	0,9287

Growth microcuttings rate : Number of shoots by microcuttings

	Nombre de coefficients	Degré(s) de liberté	Degré(s) de liberté du dénominateur	Rapport F	Prob. > F
Combinaison (Monoculture/Polyculture)	1	1	4,534	0,0911	0,7762
Avec/Sans fétuque	1	1	4,728	14,3004	0,0143*
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque	1	1	4,57	0,0003	0,9867
Substrat (Oui/Non compost)	1	1	4,443	37,3684	0,0026*
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	4,723	0,0094	0,9269
Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	4,469	2,9704	0,1523
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	6,284	0,2071	0,6644

Growth microcuttings rate: Stem height

	Nombre de coefficients	Degré(s) de liberté	Degré(s) de liberté du dénominateur	Rapport F	Prob. > F
Combinaison (Monoculture/Polyculture)	1	1	5,042	25,9198	0,0037*
Avec/Sans fétuque	1	1	4,998	21,0715	0,0059*
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque	1	1	5,049	3,3587	0,1258
Substrat (Oui/Non compost)	1	1	5,081	6,4955	0,0506
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	5,03	0,0375	0,8540
Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	4,901	0,1091	0,7549

Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	5,49	15,2167	0,0095*
--	---	---	------	---------	---------

Plant cover

	Nombre de coefficients	Degré(s) de liberté	Degré(s) de liberté du dénominateur	Rapport F	Prob. > F
Combinaison (Monoculture/Polyculture)	1	1	5	1,0622	0,3500
Avec/Sans fétuque	1	1	5	48,5122	0,0009*
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque	1	1	5	1,1723	0,3284
Substrat (Oui/Non compost)	1	1	5	5,1166	0,0732
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	5	0,0107	0,9217
Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	5	4,3274	0,0920
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	5	0,1011	0,7633

Growth seedlings diameter rate: Gray birch

	Nombre de coefficients	Degré(s) de liberté	Degré(s) de liberté du dénominateur	Rapport F	Prob. > F
Combinaison (Monoculture/Polyculture)	1	1	3,899	0,5852	0,4880
Avec/Sans fétuque	1	1	3,942	1,7281	0,2599
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque	1	1	3,908	1,9917	0,2326
Substrat (Oui/Non compost)	1	1	4,362	2,4339	0,1879
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	3,902	0,3501	0,5866
Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	3,933	12,0253	0,263
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	87,02	0,2063	0,6508

Growth seedlings diameter rate: Red maple

	Nombre de coefficients	Degré(s) de liberté	Degré(s) de liberté du dénominateur	Rapport F	Prob. > F
Combinaison (Monoculture/Polyculture)	1	1	2,338	1,5707	0,3208
Avec/Sans fétuque	1	1	3,4	1,0364	0,3755
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque	1	1	4,007	0,4318	0,5469
Substrat (Oui/Non compost)	1	1	3,58	0,1434	0,7263
Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	3,527	6,2556	0,0751
Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	4,047	0,6783	0,4559

Combinaison (Monoculture/Polyculture)*Avec/Sans fétuque*Substrat (Oui/Non compost)	1	1	95,58	<u>1,1077</u>	0,2952
---	---	---	-------	---------------	--------

ANNEXE II : Données brutes

Stand density et Growth rate (Shoot number et Stem height)2018

- Nbre tiges princ/m2 : Nombre de tiges principales dans un mètre carré
- Nbe tiges sec/micro : Nombre de tiges secondaires par microboutures

Bloc	Combinaison (Monoculture/Polyculture)	Avec/Sans fêtuque	Substrat (Oui/Non compost)	Nbre tiges princ/m2	Hauteur (cm) tige principale	Nbe tiges sec/micro
1	Monoculture	Avec	N	24	69	1
2	Monoculture	Avec	N	39	135	1
3	Monoculture	Avec	N	14	99	1
4	Monoculture	Avec	N	16	143	2
5	Monoculture	Avec	N	39	142	2
6	Monoculture	Avec	N	39	134	1
1	Monoculture	Avec	O	15	135	3
2	Monoculture	Avec	O	36	163	2
3	Monoculture	Avec	O	18	125	2
4	Monoculture	Avec	O	7	129	2
5	Monoculture	Avec	O	22	182	2
6	Monoculture	Avec	O	48	146	1
1	Monoculture	Sans	O	58	143	2
2	Monoculture	Sans	O	46	204	3
3	Monoculture	Sans	O	128	229	3
4	Monoculture	Sans	O	40	213	5
5	Monoculture	Sans	O	110	161	2
6	Monoculture	Sans	O	105	162	3
1	Monoculture	Sans	N	57	146	1
2	Monoculture	Sans	N	76	198	2
3	Monoculture	Sans	N	87	165	2
4	Monoculture	Sans	N	81	193	3
5	Monoculture	Sans	N	85	204	2
1	Polyculture	Avec	O	32	111	1
2	Polyculture	Avec	O	45	116	2
3	Polyculture	Avec	O	23	72	1
4	Polyculture	Avec	O	28	102	2
5	Polyculture	Avec	O	65	148	2

6	Polyculture	Avec	O	78	126	3
1	Polyculture	Avec	N	82	68	1
2	Polyculture	Avec	N	62	124	2
3	Polyculture	Avec	N	75	81	1
4	Polyculture	Avec	N	54	113	2
5	Polyculture	Avec	N	65	114	2
6	Polyculture	Avec	N	56	119	1
1	Polyculture	Sans	O	100	143	4
2	Polyculture	Sans	O	105	130	3
3	Polyculture	Sans	O	127	132	3
4	Polyculture	Sans	O	97	167	3
5	Polyculture	Sans	O	100	138	3
6	Polyculture	Sans	O	77	143	2
1	Polyculture	Sans	N	109	128	2
2	Polyculture	Sans	N	149	119	2
3	Polyculture	Sans	N	97	126	2
4	Polyculture	Sans	N	114	120	2
5	Polyculture	Sans	N	106	122	1
6	Polyculture	Sans	N	142	125	2

Plant cover

Bloc	Combinaison (Monoculture/Polyculture)	Avec/Sans fétuque	Substrat (Oui/Non compost)	Valeur recouvrement moyen sol à nu 2018
1	Monoculture	Avec	N	0,5
1	Monoculture	Avec	O	0,5
1	Monoculture	Sans	O	37,5
1	Monoculture	Sans	N	62,5
1	Polyculture	Avec	O	0,5
1	Polyculture	Avec	N	0,5
1	Polyculture	Sans	O	37,5
1	Polyculture	Sans	N	37,5
2	Monoculture	Avec	N	0,5
2	Monoculture	Avec	O	7,5
2	Monoculture	Sans	O	62,5
2	Monoculture	Sans	N	17,5
2	Polyculture	Avec	O	0,5

2	Polyculture	Avec	N	0,5
2	Polyculture	Sans	O	37,5
2	Polyculture	Sans	N	17,5
3	Monoculture	Avec	N	0,5
3	Monoculture	Avec	O	7,5
3	Monoculture	Sans	O	37,5
3	Monoculture	Sans	N	17,5
3	Polyculture	Avec	O	0,5
3	Polyculture	Avec	N	0,5
3	Polyculture	Sans	O	37,5
3	Polyculture	Sans	N	7,5
4	Monoculture	Avec	N	0,5
4	Monoculture	Avec	O	0,5
4	Monoculture	Sans	O	37,5
4	Monoculture	Sans	N	17,5
4	Polyculture	Avec	O	0,5
4	Polyculture	Avec	N	0,5
4	Polyculture	Sans	O	37,5
4	Polyculture	Sans	N	17,5
5	Monoculture	Avec	N	7,5
5	Monoculture	Avec	O	0,5
5	Monoculture	Sans	O	62,5
5	Monoculture	Sans	N	37,5
5	Polyculture	Avec	O	0,5
5	Polyculture	Avec	N	7,5
5	Polyculture	Sans	O	62,5
5	Polyculture	Sans	N	62,5
6	Monoculture	Avec	N	0,5
6	Monoculture	Avec	O	7,5
6	Monoculture	Sans	O	37,5
6	Monoculture	Sans	N	37,5
6	Polyculture	Avec	O	17,5
6	Polyculture	Avec	N	7,5
6	Polyculture	Sans	O	37,5
6	Polyculture	Sans	N	17,5

Growth seedlings diameter rate

- Semis : (E) Érable rouge; (B) Bouleau gris
- Taux diamètre : Conservation des valeurs négatives pour réaliser l'analyse statistique ANOVA
- Taux diamètre (transformation) : Transformation des valeurs négatives à nulles pour trouver la valeur moyenne

Bloc	Combinaison	Avec/Sans fétuque	Substrat (Oui/Non compost)	Semis	Diamètre Initial mai (mm)	Diamètre Final sept (mm)	Taux Diamètre	Taux Diamètre (transformation)
1	Monoculture	Avec	N	E	6,51	4,80	-26,27	0,0
1	Monoculture	Avec	N	B	3,9	3,40	-12,82	0,0
1	Monoculture	Avec	O	E	7,8	7,08	-9,23	0,0
1	Monoculture	Avec	O	E	5,13	4,72	-7,99	0,0
1	Monoculture	Avec	N	E	5,48	5,20	-5,11	0,0
1	Monoculture	Avec	O	B	4,31	4,20	-2,55	0,0
1	Monoculture	Avec	N	E	4,12	4,10	-0,49	0,0
1	Monoculture	Avec	N	B	5,32	5,60	5,26	5,3
1	Monoculture	Avec	N	B	3,18	3,60	13,21	13,2
1	Monoculture	Avec	O	E	4,7	5,50	17,02	17,0
1	Monoculture	Avec	O	B	3,63	4,55	25,34	25,3
1	Monoculture	Avec	O	B	2,77	3,51	26,71	26,7
1	Monoculture	Avec	N	E	5,16	6,80	31,78	31,8
1	Monoculture	Avec	O	B	2,64	3,90	47,73	47,7
1	Monoculture	Sans	N	B	3,62	2,71	-25,14	0,0
1	Monoculture	Sans	O	E	4,73	4,09	-13,53	0,0
1	Monoculture	Sans	O	E	5,22	4,70	-9,96	0,0
1	Monoculture	Sans	N	B	2,92	2,63	-9,93	0,0
1	Monoculture	Sans	N	E	4,94	4,50	-8,91	0,0
1	Monoculture	Sans	N	E	4,09	3,99	-2,44	0,0
1	Monoculture	Sans	N	E	3,81	3,80	-0,26	0,0
1	Monoculture	Sans	N	E	4,7	5,01	6,60	6,6
1	Monoculture	Sans	O	B	3,54	3,94	11,30	11,3
1	Polyculture	Avec	O	E	5,59	5,16	-7,69	0,0
1	Polyculture	Avec	N	E	5,67	5,47	-3,53	0,0

1	Polyculture	Sans	O	E	5,67	5,64	-0,53	0,0
1	Polyculture	Avec	O	E	3,88	4,00	3,09	3,1
1	Polyculture	Avec	O	B	3,79	4,04	6,60	6,6
1	Polyculture	Avec	N	B	4,81	5,15	7,07	7,1
1	Polyculture	Avec	O	B	3,53	3,92	11,05	11,0
1	Polyculture	Avec	N	E	5,01	6,10	21,76	21,8
1	Polyculture	Avec	O	B	1,88	2,29	21,81	21,8
1	Polyculture	Avec	N	E	3,07	4,05	31,92	31,9
1	Polyculture	Sans	O	B	3,06	2,27	-25,82	0,0
1	Polyculture	Sans	N	E	5,06	4,01	-20,75	0,0
1	Polyculture	Sans	O	E	4,51	3,87	-14,19	0,0
1	Polyculture	Sans	O	E	4,15	3,63	-12,53	0,0
1	Polyculture	Sans	N	E	3,96	3,53	-10,86	0,0
1	Polyculture	Sans	N	B	2,88	2,61	-9,38	0,0
1	Polyculture	Sans	O	E	4,63	4,35	-6,05	0,0
1	Polyculture	Sans	N	E	7,26	7,60	4,68	4,7
1	Polyculture	Sans	O	E	4,21	4,88	15,91	15,9
1	Témoin	Sans	O	B	2,55	1,00	-60,78	0,0
1	Témoin	Sans	N	E	4,84	5,04	4,13	4,1
1	Témoin	Sans	N	E	5,18	5,95	14,86	14,9
1	Témoin	Sans	N	B	3,75	4,32	15,20	15,2
1	Témoin	Sans	O	E	5,36	6,46	20,52	20,5
1	Témoin	Sans	N	E	4,17	5,05	21,10	21,1
1	Témoin	Sans	O	E	3,91	5,05	29,16	29,2
1	Témoin	Sans	N	B	3,92	5,20	32,65	32,7
2	Monoculture	Avec	O	B	4,82	3,88	-19,50	0,0
2	Monoculture	Avec	N	E	7,78	6,88	-11,57	0,0
2	Monoculture	Avec	O	E	4,93	4,56	-7,51	0,0
2	Monoculture	Avec	N	B	3,83	3,64	-4,96	0,0
2	Monoculture	Avec	N	B	4,25	4,04	-4,94	0,0
2	Monoculture	Avec	N	E	6,1	5,84	-4,26	0,0
2	Monoculture	Avec	N	B	4,44	4,34	-2,25	0,0
2	Monoculture	Avec	N	E	3,85	4,60	19,48	19,5
2	Monoculture	Avec	N	B	2,49	3,02	21,29	21,3
2	Monoculture	Avec	O	B	2,13	2,63	23,47	23,5
2	Monoculture	Avec	O	B	2,55	3,55	39,22	39,2
2	Monoculture	Avec	N	E	3,39	5,75	69,62	69,6
2	Monoculture	Sans	O	E	6,34	5,43	-14,35	0,0

2	Monoculture	Sans	O	E	5,68	5,00	-11,97	0,0
2	Monoculture	Sans	O	E	6,82	6,17	-9,53	0,0
2	Monoculture	Sans	O	B	3,06	2,77	-9,48	0,0
2	Monoculture	Sans	N	B	4,03	3,65	-9,43	0,0
2	Monoculture	Sans	N	E	5,14	5,18	0,78	0,8
2	Monoculture	Sans	O	B	2,73	2,77	1,47	1,5
2	Monoculture	Sans	N	E	3,89	4,01	3,08	3,1
2	Monoculture	Sans	N	E	4,85	5,24	8,04	8,0
2	Monoculture	Sans	N	B	3,49	3,80	8,88	8,9
2	Monoculture	Sans	O	B	2,81	3,14	11,74	11,7
2	Monoculture	Sans	O	E	5,5	6,26	13,82	13,8
2	Monoculture	Sans	N	E	3,57	4,12	15,41	15,4
2	Monoculture	Sans	N	B	2,35	2,97	26,38	26,4
2	Monoculture	Sans	O	B	2,22	2,94	32,43	32,4
2	Polyculture	Avec	N	B	5,96	4,73	-20,64	0,0
2	Polyculture	Avec	O	B	5,7	4,54	-20,35	0,0
2	Polyculture	Avec	N	E	4,1	3,63	-11,46	0,0
2	Polyculture	Avec	N	E	4,89	4,78	-2,25	0,0
2	Polyculture	Avec	N	B	2,86	2,85	-0,35	0,0
2	Polyculture	Avec	O	E	5,33	5,73	7,50	7,5
2	Polyculture	Avec	O	E	4,42	4,99	12,90	12,9
2	Polyculture	Avec	N	E	3,38	4,05	19,82	19,8
2	Polyculture	Avec	N	B	2,51	3,02	20,32	20,3
2	Polyculture	Avec	O	B	2,47	3,05	23,48	23,5
2	Polyculture	Avec	O	E	3,53	5,13	45,33	45,3
2	Polyculture	Avec	N	B	2,35	3,46	47,23	47,2
2	Polyculture	Avec	N	E	2,62	4,42	68,70	68,7
2	Polyculture	Sans	N	E	5,04	4,73	-6,15	0,0
2	Polyculture	Sans	O	E	2,99	2,83	-5,35	0,0
2	Polyculture	Sans	O	E	4,5	4,38	-2,67	0,0
2	Polyculture	Sans	O	B	3,83	3,75	-2,09	0,0
2	Polyculture	Sans	N	B	4,21	4,19	-0,48	0,0
2	Polyculture	Sans	O	E	3,3	3,31	0,30	0,3
2	Polyculture	Sans	O	B	2,52	2,57	1,98	2,0
2	Polyculture	Sans	N	B	3,6	3,91	8,61	8,6
2	Polyculture	Sans	N	B	3,61	3,97	9,97	10,0
2	Polyculture	Sans	N	E	5	5,50	10,00	10,0
2	Polyculture	Sans	O	B	3,15	3,57	13,33	13,3

2	Polyculture	Sans	N	E	3,54	4,10	15,82	15,8
2	Polyculture	Sans	N	B	3,24	3,96	22,22	22,2
2	Témoin	Sans	N	B	6,84	6,05	-11,55	0,0
2	Témoin	Sans	N	B	3,59	3,42	-4,74	0,0
2	Témoin	Sans	N	B	3,73	4,20	12,60	12,6
2	Témoin	Sans	N	E	3,41	4,24	24,34	24,3
3	Monoculture	Avec	N	B	374	4,07	-98,91	0,0
3	Monoculture	Avec	N	B	5,68	3,50	-38,38	0,0
3	Monoculture	Avec	O	B	3,59	3,19	-11,14	0,0
3	Monoculture	Avec	O	E	5,02	4,76	-5,18	0,0
3	Monoculture	Avec	N	B	3,72	3,82	2,69	2,7
3	Monoculture	Avec	N	E	3,96	4,17	5,30	5,3
3	Monoculture	Avec	N	E	5,02	5,75	14,54	14,5
3	Monoculture	Avec	N	E	3,24	3,95	21,91	21,9
3	Monoculture	Avec	N	E	3,38	4,68	38,46	38,5
3	Monoculture	Sans	N	B	3,65	3,18	-12,88	0,0
3	Monoculture	Sans	O	B	3,2	2,82	-11,88	0,0
3	Monoculture	Sans	O	E	4,96	4,58	-7,66	0,0
3	Monoculture	Sans	N	B	3,63	3,52	-3,03	0,0
3	Monoculture	Sans	N	E	5,31	5,37	1,13	1,1
3	Monoculture	Sans	O	B	3,64	3,71	1,92	1,9
3	Monoculture	Sans	O	E	6,18	6,42	3,88	3,9
3	Monoculture	Sans	N	E	3,82	3,99	4,45	4,5
3	Monoculture	Sans	N	E	4,04	4,24	4,95	5,0
3	Monoculture	Sans	O	B	3,3	3,50	6,06	6,1
3	Monoculture	Sans	N	B	2,81	3,00	6,76	6,8
3	Monoculture	Sans	N	B	3,66	4,05	10,66	10,7
3	Monoculture	Sans	O	E	3,57	4,14	15,97	16,0
3	Monoculture	Sans	N	E	3,51	4,27	21,65	21,7
3	Monoculture	Sans	O	B	2,13	3,18	49,30	49,3
3	Polyculture	Avec	O	E	5,65	4,60	-18,58	0,0
3	Polyculture	Avec	O	B	2,82	2,63	-6,74	0,0
3	Polyculture	Avec	O	E	5,72	6,03	5,42	5,4
3	Polyculture	Avec	N	E	5,02	5,43	8,17	8,2
3	Polyculture	Avec	N	E	5	5,46	9,20	9,2
3	Polyculture	Avec	N	E	7,16	7,92	10,61	10,6
3	Polyculture	Avec	N	E	6,67	7,40	10,94	10,9
3	Polyculture	Avec	N	B	3,92	4,53	15,56	15,6

3	Polyculture	Avec	N	B	2,41	2,97	23,24	23,2
3	Polyculture	Avec	N	B	3,54	4,37	23,45	23,4
3	Polyculture	Avec	O	E	3,2	4,21	31,56	31,6
3	Polyculture	Avec	N	B	2,53	3,75	48,22	48,2
3	Polyculture	Avec	O	B	3,27	5,45	66,67	66,7
3	Polyculture	Sans	O	E	3,92	3,65	-6,89	0,0
3	Polyculture	Sans	O	E	5,64	5,49	-2,66	0,0
3	Polyculture	Sans	N	E	4,91	5,18	5,50	5,5
3	Polyculture	Sans	N	E	4,73	5,07	7,19	7,2
3	Polyculture	Sans	O	B	3,39	3,70	9,14	9,1
3	Polyculture	Sans	N	E	3,93	4,50	14,50	14,5
3	Polyculture	Sans	O	B	3,17	3,75	18,30	18,3
3	Polyculture	Sans	N	E	4	4,80	20,00	20,0
3	Polyculture	Sans	O	E	4,26	5,25	23,24	23,2
3	Polyculture	Sans	O	B	2,04	2,55	25,00	25,0
3	Polyculture	Sans	N	B	3,06	3,86	26,14	26,1
3	Polyculture	Sans	N	B	2	2,53	26,50	26,5
3	Polyculture	Sans	O	E	2,71	4,23	56,09	56,1
3	Témoin	Sans	O	E	5,8	5,28	-8,97	0,0
3	Témoin	Sans	N	E	5,85	5,67	-3,08	0,0
3	Témoin	Sans	N	B	3,37	3,50	3,86	3,9
3	Témoin	Sans	N	E	4,89	5,60	14,52	14,5
3	Témoin	Sans	N	B	4,3	5,54	28,84	28,8
3	Témoin	Sans	N	B	3,43	4,50	31,20	31,2
3	Témoin	Sans	O	B	3,3	7,33	122,12	122,1
4	Monoculture	Avec	O	B	3,47	3,36	-3,17	0,0
4	Monoculture	Avec	N	E	3,3	3,42	3,64	3,6
4	Monoculture	Avec	N	E	5,07	5,55	9,47	9,5
4	Monoculture	Avec	N	B	2,63	2,99	13,69	13,7
4	Monoculture	Avec	N	E	3,39	4,03	18,88	18,9
4	Monoculture	Avec	N	B	3,08	3,71	20,45	20,5
4	Monoculture	Avec	N	B	3,76	4,81	27,93	27,9
4	Monoculture	Avec	N	B	2,66	3,41	28,20	28,2
4	Monoculture	Avec	O	B	2,33	4,07	74,68	74,7
4	Monoculture	Sans	N	B	4,28	3,66	-14,49	0,0
4	Monoculture	Sans	O	E	6,58	5,63	-14,44	0,0
4	Monoculture	Sans	O	E	6,06	5,53	-8,75	0,0
4	Monoculture	Sans	N	B	2,61	2,44	-6,51	0,0

4	Monoculture	Sans	O	B	2,95	2,77	-6,10	0,0
4	Monoculture	Sans	O	B	2,77	2,68	-3,25	0,0
4	Monoculture	Sans	O	B	3,53	3,42	-3,12	0,0
4	Monoculture	Sans	N	B	2,62	2,65	1,15	1,1
4	Monoculture	Sans	O	E	6,16	6,32	2,60	2,6
4	Monoculture	Sans	O	B	2,82	2,90	2,84	2,8
4	Monoculture	Sans	O	E	4,51	5,09	12,86	12,9
4	Monoculture	Sans	N	B	1,96	2,25	14,80	14,8
4	Monoculture	Sans	N	E	3,51	4,03	14,81	14,8
4	Monoculture	Sans	N	E	2,86	3,33	16,43	16,4
4	Monoculture	Sans	N	E	3,57	4,18	17,09	17,1
4	Polyculture	Avec	N	E	3,67	3,00	-18,26	0,0
4	Polyculture	Avec	O	E	6,13	5,45	-11,09	0,0
4	Polyculture	Avec	N	E	4,73	4,90	3,59	3,6
4	Polyculture	Avec	O	E	4,05	4,24	4,69	4,7
4	Polyculture	Avec	O	B	3,12	3,40	8,97	9,0
4	Polyculture	Avec	N	B	2,66	2,93	10,15	10,2
4	Polyculture	Avec	N	B	2,88	3,35	16,32	16,3
4	Polyculture	Avec	O	B	2,15	5,07	135,81	135,8
4	Polyculture	Sans	O	B	4,08	3,27	-19,85	0,0
4	Polyculture	Sans	O	B	2,9	2,44	-15,86	0,0
4	Polyculture	Sans	N	E	5,68	5,03	-11,44	0,0
4	Polyculture	Sans	O	E	5,43	4,94	-9,02	0,0
4	Polyculture	Sans	O	E	4,06	3,75	-7,64	0,0
4	Polyculture	Sans	O	E	5,02	4,70	-6,37	0,0
4	Polyculture	Sans	N	E	3,18	3,09	-2,83	0,0
4	Polyculture	Sans	N	B	2,24	2,20	-1,79	0,0
4	Polyculture	Sans	N	E	3,38	3,39	0,30	0,3
4	Polyculture	Sans	N	B	3,2	3,30	3,12	3,1
4	Polyculture	Sans	O	E	4,62	4,98	7,79	7,8
4	Polyculture	Sans	N	B	3,03	3,27	7,92	7,9
4	Témoin	Sans	N	E	5,68	5,11	-10,04	0,0
4	Témoin	Sans	O	E	2,65	2,95	11,32	11,3
4	Témoin	Sans	O	E	4,47	5,57	24,61	24,6
4	Témoin	Sans	N	B	3,03	3,86	27,39	27,4
4	Témoin	Sans	O	E	5,12	6,61	29,10	29,1
4	Témoin	Sans	N	E	3,39	4,55	34,22	34,2
4	Témoin	Sans	N	B	3,04	4,33	42,43	42,4

4	Témoin	Sans	N	B	2,35	3,56	51,49	51,5
4	Témoin	Sans	O	E	3,04	4,65	52,96	53,0
4	Témoin	Sans	O	B	2,13	4,03	89,20	89,2
4	Témoin	Sans	N	E	2,92	6,36	117,81	117,8
5	Monoculture	Avec	O	B	3,71	3,20	-13,75	0,0
5	Monoculture	Avec	O	E	6,09	5,27	-13,46	0,0
5	Monoculture	Avec	O	E	3,35	2,93	-12,54	0,0
5	Monoculture	Avec	N	E	5,96	5,48	-8,05	0,0
5	Monoculture	Avec	O	B	3,46	3,37	-2,60	0,0
5	Monoculture	Avec	O	B	4	4,05	1,25	1,3
5	Monoculture	Avec	N	B	2,4	2,47	2,92	2,9
5	Monoculture	Avec	O	E	4,45	4,58	2,92	2,9
5	Monoculture	Avec	N	E	4,8	5,77	20,21	20,2
5	Monoculture	Sans	N	E	5,2	3,01	-42,12	0,0
5	Monoculture	Sans	O	B	6,1	3,55	-41,80	0,0
5	Monoculture	Sans	O	B	4,49	3,10	-30,96	0,0
5	Monoculture	Sans	O	B	3,66	2,61	-28,69	0,0
5	Monoculture	Sans	N	E	4,83	3,45	-28,57	0,0
5	Monoculture	Sans	N	B	4,28	3,33	-22,20	0,0
5	Monoculture	Sans	O	B	3,14	2,54	-19,11	0,0
5	Monoculture	Sans	N	B	4,4	3,56	-19,09	0,0
5	Monoculture	Sans	O	E	2,78	2,37	-14,75	0,0
5	Monoculture	Sans	O	E	6,49	5,96	-8,17	0,0
5	Monoculture	Sans	O	E	5,54	5,20	-6,14	0,0
5	Monoculture	Sans	N	E	3,63	3,50	-3,58	0,0
5	Monoculture	Sans	N	E	3,52	3,52	0,00	0,0
5	Monoculture	Sans	N	B	2,63	2,71	3,04	3,0
5	Monoculture	Sans	O	E	4,6	4,80	4,35	4,3
5	Monoculture	Sans	N	B	2,6	2,85	9,62	9,6
5	Polyculture	Avec	N	B	3,94	2,50	-36,55	0,0
5	Polyculture	Avec	N	B	3,35	2,35	-29,85	0,0
5	Polyculture	Avec	O	B	3,88	2,91	-25,00	0,0
5	Polyculture	Avec	O	E	4,06	3,10	-23,65	0,0
5	Polyculture	Avec	O	B	3,71	2,95	-20,49	0,0
5	Polyculture	Avec	O	B	3,54	2,85	-19,49	0,0
5	Polyculture	Avec	O	B	3,16	2,60	-17,72	0,0
5	Polyculture	Avec	N	E	4,84	4,14	-14,46	0,0
5	Polyculture	Avec	O	E	7,99	6,90	-13,64	0,0

5	Polyculture	Avec	N	E	4,73	4,16	-12,05	0,0
5	Polyculture	Avec	N	E	5,05	4,62	-8,51	0,0
5	Polyculture	Avec	O	E	2,5	2,36	-5,60	0,0
5	Polyculture	Avec	O	E	4,62	4,61	-0,22	0,0
5	Polyculture	Avec	N	B	2,65	2,74	3,40	3,4
5	Polyculture	Avec	N	E	6,24	6,65	6,57	6,6
5	Polyculture	Sans	O	B	3,89	2,67	-31,36	0,0
5	Polyculture	Sans	O	B	4,6	3,41	-25,87	0,0
5	Polyculture	Sans	O	E	7,31	5,45	-25,44	0,0
5	Polyculture	Sans	N	E	6,93	5,19	-25,11	0,0
5	Polyculture	Sans	O	B	3,7	2,80	-24,32	0,0
5	Polyculture	Sans	N	B	2,91	2,22	-23,71	0,0
5	Polyculture	Sans	N	E	2,5	1,93	-22,80	0,0
5	Polyculture	Sans	O	E	7,1	5,50	-22,54	0,0
5	Polyculture	Sans	N	B	3,91	3,22	-17,65	0,0
5	Polyculture	Sans	N	E	4,24	3,55	-16,27	0,0
5	Polyculture	Sans	O	B	3,78	3,20	-15,34	0,0
5	Polyculture	Sans	N	E	4,03	3,43	-14,89	0,0
5	Polyculture	Sans	O	E	4,11	7,30	77,62	77,6
5	Polyculture	Sans	O	E	2,8	5,31	89,64	89,6
5	Témoin	Sans	N	E	3,91	3,46	-11,51	0,0
5	Témoin	Sans	N	B	3,71	3,58	-3,50	0,0
5	Témoin	Sans	N	E	5,83	5,70	-2,23	0,0
5	Témoin	Sans	N	B	3,6	3,60	0,00	0,0
5	Témoin	Sans	O	E	3,14	3,28	4,46	4,5
5	Témoin	Sans	N	E	6,3	6,60	4,76	4,8
5	Témoin	Sans	O	E	3,74	4,10	9,63	9,6
5	Témoin	Sans	N	B	4,2	5,22	24,29	24,3
5	Témoin	Sans	O	E	5,36	6,77	26,31	26,3
5	Témoin	Sans	O	B	3,22	4,25	31,99	32,0
5	Témoin	Sans	O	B	2,68	3,58	33,58	33,6
5	Témoin	Sans	O	B	3,46	5,54	60,12	60,1
6	Monoculture	Avec	N	B	2,66	1,70	-36,09	0,0
6	Monoculture	Avec	O	E	3,41	2,43	-28,74	0,0
6	Monoculture	Avec	O	E	3,47	2,65	-23,63	0,0
6	Monoculture	Avec	O	B	5,23	4,16	-20,46	0,0
6	Monoculture	Avec	N	B	3,44	3,02	-12,21	0,0
6	Monoculture	Avec	O	B	3,05	2,76	-9,51	0,0

6	Monoculture	Avec	N	E	4	3,90	-2,50	0,0
6	Monoculture	Avec	N	E	6,06	6,33	4,46	4,5
6	Monoculture	Avec	O	E	3,08	3,24	5,19	5,2
6	Monoculture	Avec	N	E	3,29	3,66	11,25	11,2
6	Monoculture	Avec	N	E	3,24	4,15	28,09	28,1
6	Monoculture	Sans	N	B	4,57	3,16	-30,85	0,0
6	Monoculture	Sans	O	E	3,7	3,31	-10,54	0,0
6	Monoculture	Sans	N	B	1,8	1,63	-9,44	0,0
6	Monoculture	Sans	O	B	3,65	3,38	-7,40	0,0
6	Monoculture	Sans	N	E	5,89	5,55	-5,77	0,0
6	Monoculture	Sans	N	E	3,87	3,74	-3,36	0,0
6	Monoculture	Sans	N	E	4,63	4,64	0,22	0,2
6	Monoculture	Sans	O	B	3,53	3,96	12,18	12,2
6	Monoculture	Sans	O	E	3,83	5,53	44,39	44,4
6	Polyculture	Avec	N	B	3,94	3,01	-23,60	0,0
6	Polyculture	Avec	N	B	3	2,61	-13,00	0,0
6	Polyculture	Avec	N	E	4,14	4,21	1,69	1,7
6	Polyculture	Avec	N	E	2,31	2,38	3,03	3,0
6	Polyculture	Avec	O	B	2,59	2,90	11,97	12,0
6	Polyculture	Avec	O	B	3,08	3,74	21,43	21,4
6	Polyculture	Avec	O	B	2,44	3,10	27,05	27,0
6	Polyculture	Avec	O	E	3,48	5,07	45,69	45,7
6	Polyculture	Avec	O	E	2,3	6,80	195,65	195,7
6	Polyculture	Sans	O	B	3,23	1,94	-39,94	0,0
6	Polyculture	Sans	O	B	2,84	2,00	-29,58	0,0
6	Polyculture	Sans	N	B	3,21	2,48	-22,74	0,0
6	Polyculture	Sans	N	E	3,16	2,59	-18,04	0,0
6	Polyculture	Sans	N	B	2,88	2,40	-16,67	0,0
6	Polyculture	Sans	O	E	6,08	5,25	-13,65	0,0
6	Polyculture	Sans	N	B	2,89	2,50	-13,49	0,0
6	Polyculture	Sans	N	B	3,37	2,94	-12,76	0,0
6	Polyculture	Sans	N	E	3,94	3,65	-7,36	0,0
6	Polyculture	Sans	O	B	3,14	2,99	-4,78	0,0
6	Polyculture	Sans	O	E	3,45	3,35	-2,90	0,0
6	Polyculture	Sans	O	E	4,06	4,10	0,99	1,0
6	Polyculture	Sans	O	B	2,96	3,05	3,04	3,0
6	Polyculture	Sans	N	E	3,68	3,87	5,16	5,2
6	Polyculture	Sans	O	E	3,16	3,59	13,61	13,6

6	Témoin	Sans	O	E	4,54	4,22	-7,05	0,0
6	Témoin	Sans	N	E	3,29	3,15	-4,26	0,0
6	Témoin	Sans	N	E	5,79	5,85	1,04	1,0
6	Témoin	Sans	O	E	5,25	5,68	8,19	8,2
6	Témoin	Sans	O	B	3,66	4,21	15,03	15,0
6	Témoin	Sans	N	B	4,55	5,55	21,98	22,0
6	Témoin	Sans	N	B	3,34	4,13	23,65	23,7
6	Témoin	Sans	N	E	5,11	6,36	24,46	24,5
6	Témoin	Sans	N	B	3,27	5,01	53,21	53,2
6	Témoin	Sans	O	B	3,4	7,33	115,59	115,6

