

JULIE BUSSIÈRES

**POTENTIEL D'ÉTABLISSEMENT D'ESSENCES
FORESTIÈRES ET FRUITIÈRES EN TOURBIÈRES
RÉSIDUELLES**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en Biologie végétale
pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

FACULTÉ DES SCIENCES DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

OCTOBRE 2005

© Julie Bussières, 2005

Résumé

La plantation d'arbres ou d'arbustes fruitiers figure parmi les options de réaménagement complémentaires à la restauration des tourbières résiduelles. Aucune étude n'avait toutefois été effectuée concernant le potentiel de telles plantations dans l'est du Canada. Le présent projet avait pour principal objectif de dresser un portrait des plantations existantes en tourbières résiduelles canadiennes, afin de connaître le potentiel de différentes essences forestières et d'une espèce d'arbuste fruitier (l'Aronia noir) à croître sur substrat tourbeux. Les essences forestières montrant de bonnes croissances sont l'Épinette noire et le Mélèze laricin. L'Érable rouge, le Pin gris, le Pin sylvestre et l'Aronia noir ont présenté certaines difficultés d'implantation ou de croissance, mais demeurent potentiellement intéressants. Les plantations de Peupliers hybrides sur tourbière résiduelle se sont avérées un échec. Une régie de la fertilisation comportant de faibles doses d'azote, de phosphore et de potassium est un atout pour des plantations forestières ou fruitières de ce type. Le présent projet a donc permis de mettre en évidence le réel potentiel d'établissement de certaines espèces forestières et fruitières en tourbières résiduelles dans l'Est du Canada.

Avant-propos

Le premier chapitre du mémoire a été écrit sous forme d'article scientifique et sera ultérieurement traduit et soumis à une revue appropriée. J'ai entièrement écrit le manuscrit qui a été revu et corrigé par Stéphanie Boudreau et Line Rochefort, respectivement deuxième et troisième auteurs du manuscrit.

J'ai écrit l'intégralité du deuxième chapitre, qui sera modifié et traduit dans le futur afin d'être également soumis à une revue scientifique.

Je n'ai conçu aucun des dispositifs expérimentaux étudiés puisque ceux-ci avaient été mis en place avant le début de mon projet de maîtrise. J'ai moi-même pris les décisions concernant l'échantillonnage et effectué celui-ci à l'aide d'assistants de terrain. J'ai traité et analysé les données avec les conseils de Stéphanie Boudreau. J'ai finalement réalisé moi-même les étapes subséquentes, comprenant de nombreuses lectures et réflexions, pour mener les résultats jusqu'à leur forme finale dans le présent mémoire, tant au plan textuel que graphique.

Remerciements

Je voudrais remercier ma directrice, Line Rochefort, pour m'avoir fait confiance durant de nombreuses années comme assistante et ensuite comme étudiante. Je lui suis très reconnaissante de m'avoir permis de faire ce projet, de m'avoir donné la chance de faire un séjour outre-mer et de passer un été merveilleux au Nouveau-Brunswick.

Je voudrais remercier particulièrement Stéphanie Boudreau pour avoir cru en moi, pour les heures incalculables où elle m'a aidée, et aussi pour son amitié.

Beaucoup d'autres de gens du Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET) m'ont été d'une aide très précieuse. J'aimerais pour cela remercier Annie Jacob pour l'été que l'on a passé ensemble sur le terrain ainsi que les nombreuses réflexions que nous avons eues sur le projet, Claire Boismenu pour m'avoir accompagnée, pour son aide et pour sa patience infinie, Luc Miousse pour sa disponibilité lorsque j'ai eu des problèmes techniques, Gilles Ayotte pour ses précieux conseils et sa bonne humeur, ainsi que de nombreux étudiants du GRET. Suzanne Campeau, François Quinty, Monique Poulin et Claudia Chirino m'ont aussi accompagnée dans cette belle aventure, par leur support et leurs idées des plus stimulantes.

J'ai eu la chance de passer un très bel été dans les tourbières de ASB Greenworld Ltd., Fafard et frères Ltée et Tourbières Berger inc.; je les en remercie. Merci également à Jacques Thibault pour son aide et pour l'intérêt qu'il a manifesté pour mon projet.

J'aimerais finalement remercier mes parents qui m'ont, entre autres, aidée sur le terrain, Menelaos pour son support et sa patience, et Samuel, qui s'est fait une place quelque part au milieu de toute cette activité.

*À Samuel, ce qu'il m'est arrivé de plus beau
durant ma maîtrise.*

Table des matières

INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
Les tourbières : de l'écosystème naturel au réaménagement des sites résiduels	1
État des connaissances	3
La production d'arbres en tourbières résiduelles	3
Estonie	3
Finlande	3
Irlande	4
Ailleurs en Europe	4
Est du Canada	4
La production fruitière en tourbières résiduelles	5
Estonie	5
Finlande	5
Ailleurs en Europe	6
Ouest du Canada	6
Est du Canada	6
La tourbe résiduelle : intérêt et éléments à considérer lors de l'établissement de plantations	7
Objectifs de recherche	7
Aperçu de la méthodologie utilisée	8
Conclusion	8
CHAPITRE 1 – POTENTIEL D'ÉTABLISSEMENT D'ESSENCES FORESTIÈRES ET ESSAIS DE FERTILISATION EN TOURBIÈRES RÉSIDUELLES DANS L'EST DU CANADA.....	10
1.1 Résumé.....	10
1.2 Abstract.....	11
1.3 Introduction.....	12
1.4 Matériel et méthodes.....	15
1.4.1 Inventaire des plantations et potentiel des différentes essences forestières.....	15
1.4.1.1 Sites d'étude.....	15
1.4.1.2 Description des plantations.....	17
1.4.1.3 Mesures et analyses	19
1.4.2 Expérience de fertilisation	20
1.4.2.1 Dispositif expérimental.....	21
1.4.2.2 Mesures et analyses	22
1.5 Résultats.....	24
1.5.1 Inventaire des plantations et potentiel de différentes essences forestières	24
<i>Acer rubrum</i>	24
<i>Larix laricina</i>	26
<i>Picea mariana</i>	26
<i>Pinus banksiana</i>	27
<i>Pinus sylvestris</i>	27
Hybrides <i>Populus</i> spp.	27

1.5.2 Expérience de fertilisation	27
<i>Acer rubrum</i>	27
<i>Larix laricina</i>	30
<i>Picea mariana</i>	30
<i>Pinus sylvestris</i>	30
Hybrides <i>Populus</i> spp.	31
1.6 Discussion	32
1.6.1 Les essences forestières appropriées en tourbières résiduelles.....	32
<i>Acer rubrum</i>	32
<i>Larix laricina</i>	33
<i>Picea mariana</i>	36
<i>Pinus banksiana</i>	37
<i>Pinus sylvestris</i>	37
Hybrides <i>Populus</i> spp.	38
1.6.2 Les effets de la fertilisation sur l'établissement des plantations forestières en tourbières résiduelles.....	39
1.6.3 Autres considérations pour la plantation forestière comme option de réaménagement des tourbières résiduelles	41
1.6.3.1 Le matériel végétal utilisé.....	41
1.6.3.2 Les apports en éléments minéraux.....	42
1.6.3.3 Le chaulage	43
1.6.3.4 La végétation compétitrice.....	44
1.6.3.5 L'hydrologie des sites	44
1.7 Conclusion	46
CHAPITRE 2 – ESSAI ET FERTILISATION DE L'ARONIA NOIR EN TOURBIÈRE RÉSIDUELLE	48
2.1 Résumé.....	48
2.2 Abstract.....	49
2.3 Introduction.....	50
2.4 Matériel et méthodes.....	52
2.4.1 Site expérimental et plantation	52
2.4.2 Dispositif expérimental.....	52
2.4.3 Mesures et analyses	53
2.5 Résultats et discussion	55
Survie	55
Hauteur et largeur	55
Les effets de la fertilisation pour l'établissement de l' <i>Aronia melanocarpa</i>	59
2.6 Conclusion	61
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	62
RÉFÉRENCES CITÉES	65

Liste des tableaux

CHAPITRE 1 – POTENTIEL D'ÉTABLISSEMENT D'ESSENCES FORESTIÈRES ET ESSAIS DE FERTILISATION EN TOURBIÈRES RÉSIDUELLES DANS L'EST DU CANADA

- Tableau 1. Chimie de la tourbe et du sous-sol minéral des plantations forestières sur tourbière résiduelle pour les quatre sites à l'étude, récoltés le 5 août 2002 au Nouveau-Brunswick (NB) et le 23 août 2002 au Québec (Qc), et écarts observés par Wind-Mulder et al. (1996) pour l'est du Canada..... 17
- Tableau 2. Description des plantations forestières sur tourbière résiduelle pour les quatre sites visités en 2002, au Nouveau-Brunswick (NB) et au Québec (Qc). 18
- Tableau 3. Analyses de variance et contrastes polynomiaux effectués sur la survie, la hauteur et la longueur de la flèche terminale de cinq essences forestières en tourbière résiduelle pour l'expérience de fertilisation de Saint-Bonaventure au Québec. 28

CHAPITRE 2 – ESSAI ET FERTILISATION DE L'ARONIA NOIR EN TOURBIÈRE RÉSIDUELLE

- Tableau 4. Analyses de variance et contrastes polynomiaux entre les traitements fertilisants, effectués sur la survie, la hauteur et la croissance de *Aronia melanocarpa*, en 2000, 2002 et 2004, soit une, trois et cinq saisons de croissance suivant la plantation dans la tourbière résiduelle de Saint-Bonaventure au Québec. 56

Liste des figures

CHAPITRE 1 – POTENTIEL D'ÉTABLISSEMENT D'ESSENCES FORESTIÈRES ET ESSAIS DE FERTILISATION EN TOURBIÈRES RÉSIDUELLES DANS L'EST DU CANADA

- Figure 1. Dispositifs expérimentaux pour l'expérience testant quatre traitements fertilisants (3,4-19-29,2) selon des blocs complets aléatoires pour des plantations d'Érable rouge (AR), de Mélèze laricin (LL), d'Épinette noire (PM), de Pin sylvestre (PS) et de Peupliers Hybrides (HP) sur quatre planches résiduelles de la tourbière de Saint-Bonaventure au Québec. 22
- Figure 2. Performance d'établissement et de croissance selon trois variables en fonction de l'âge depuis la plantation de six essences forestières en tourbières résiduelles, inventoriée pour les sites de Baie-Sainte-Anne, Bay du Vin et Pointe Sapin au Nouveau-Brunswick et Saint-Bonaventure au Québec. 25
- Figure 3. Performance d'établissement et de croissance selon trois variables en fonction de la dose de 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O) appliquée de façon localisée au moment de la plantation, de cinq essences forestières dans la tourbière résiduelle de Saint-Bonaventure (Québec), mesurée après trois ans. 29

CHAPITRE 2 – ESSAI ET FERTILISATION DE L'ARONIA NOIR EN TOURBIÈRE RÉSIDUELLE

- Figure 4. Dispositif expérimental de la plantation d'Aronia noir pour laquelle quatre traitements fertilisants (3,4-19-29,2) ont été testés selon six blocs complets aléatoires distribués sur trois planches résiduelles de la tourbière de Saint-Bonaventure au Québec. 53
- Figure 5. Taux de survie, hauteur du plant et largeur de la couronne de l'*Aronia melanocarpa* en fonction de la dose de 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O) appliquée à la plantation, de façon localisée, mesurées à Saint-Bonaventure (Québec) en 2000, 2002 et 2004, soit après une, trois et cinq saisons de croissance. 57

Introduction générale

Dans l'est du Canada, après l'abandon des activités d'extraction de la tourbe horticole dans les tourbières, les sites résiduels sont généralement restaurés. En complément de la restauration, il existe d'autres options de réaménagement, parmi lesquelles figure la plantation d'arbres et d'arbustes fruitiers. Quelques groupes de recherche européens étudient les plantations en tourbières résiduelles, mais il n'existe aucune réelle évaluation de leur potentiel en Amérique du Nord. Le présent ouvrage se veut tout d'abord une revue de l'état de la situation dans l'est du Canada par l'observation des plantations et des expériences déjà implantées par les compagnies productrices de tourbe en tourbières résiduelles au Québec et au Nouveau-Brunswick.

Les tourbières : de l'écosystème naturel au réaménagement des sites résiduels

Les tourbières sont des milieux humides caractérisés par une production de matière organique plus importante que sa dégradation, résultant en une accumulation sous forme de tourbe. Un haut niveau de la nappe phréatique ainsi qu'une composition végétale à dominance de mousses distingue également ces écosystèmes (Clymo 1983). La tourbe et les tourbières sont utilisées partout dans le monde dans divers buts. Au Canada, la tourbe est exploitée de façon industrielle à des fins horticoles. L'exploitation d'une tourbière débute par le drainage du site et l'enlèvement de la couche végétale de surface (Daigle et Gautreau-Daigle 2001). La surface de la tourbière est alors prête pour la récolte qui alterne les opérations de hersage et d'extraction de la tourbe. Le Nouveau-Brunswick et le Québec sont les deux plus importantes provinces productrices de tourbe au Canada.

L'abandon d'un site tourbeux se produit généralement lorsque la tourbe de bonne qualité y est épuisée, soit après plusieurs années d'extraction de la ressource. La tourbe résiduelle est alors dénuée de végétation, la banque de graines est quasi-inexistante et les sources de diaspores ayant un potentiel de recolonisation sont souvent éloignées en raison de l'importante superficie des sites exploités (Salonen 1987; Salonen et Settälä 1992).

Puisque la couche végétale originale qui régulait le niveau de la nappe phréatique n'est plus présente, le niveau de celle-ci est non seulement bas en raison du drainage mais aussi très fluctuant (Price et al. 2003). Ces caractéristiques des tourbières résiduelles, ainsi que certains phénomènes qui y sont observés (par exemple le soulèvement gélival ou l'érosion éolienne et hydrique), rendent difficile le retour à un écosystème accumulateur de tourbe fonctionnel (Quinty et Rochefort 1997).

Il y a un demi-siècle, a débuté une reconnaissance mondiale des rôles écologiques et utilitaires des tourbières pour l'Homme (Parkyn et al. 1997). Au Canada, cette prise de conscience par l'industrie de la tourbe a mené, au début des années 1990, au développement de la recherche en restauration des tourbières (Rochefort 2001). La restauration d'une tourbière a pour but de rétablir la fonction première de l'écosystème, c'est-à-dire l'accumulation de la tourbe. Plus spécifiquement, des actions sont prises afin de rétablir un couvert végétal et des conditions hydrologiques typiques d'une tourbière (Rochefort et al. 2003).

Malgré l'expertise acquise au cours des années, la restauration des sites tourbeux abandonnés pose parfois des problèmes (Quinty et Rochefort 2000). L'éloignement des sites d'emprunt de qualité pour la végétation à réintroduire, la complexité des modifications à apporter à la topographie pour remouiller le site, ainsi que le degré avancé de décomposition de la tourbe sont autant de facteurs qui peuvent rendre la restauration d'un site difficile. Lorsque celle-ci est problématique ou non désirée, le réaménagement, qui consiste à donner au site une nouvelle vocation, peut être envisagé. Parmi les options de réaménagement intéressantes pour les sites tourbeux résiduels figure l'établissement de plantations forestières ou d'arbustes fruitiers (revu par Selin 1996). Les essences ainsi plantées pourraient avoir différentes fonctions. Premièrement, elles pourraient potentiellement produire des rendements en fruits ou en matière ligneuse intéressants pour la récolte. De plus, plantées dans des secteurs stratégiques des tourbières, des arbres ou arbustes de taille moyenne pourraient agir comme d'efficaces brise-vent ou simplement contribuer à améliorer l'esthétique d'un site. Finalement, de telles plantations pourraient être intégrées à de futurs plans de restauration afin de reproduire les bordures forestières ou encore les îlots d'arbres et arbustes retrouvés dans un paysage naturel de tourbière

(J. Thibault, communication personnelle, 2002). Il existe à l'heure actuelle un intérêt de la part des producteurs de tourbe à connaître le potentiel des sites abandonnés pour la production forestière et fruitière. Au Nouveau-Brunswick et au Québec, certains producteurs ont déjà commencé à planter des arbres et des arbustes fruitiers sur des tourbières résiduelles.

État des connaissances

En raison du jeune âge de l'exploitation industrielle à grande échelle de la tourbe, l'abandon de sites après exploitation industrielle est un phénomène récent. L'étude de la production forestière et fruitière sur des surfaces abandonnées après exploitation est donc jeune.

La production d'arbres en tourbières résiduelles

La ressource forestière étant peu disponible dans certains pays européens, plusieurs productions sylvicoles ont été implantées sur les sites tourbeux résiduels lorsque ceux-ci ont commencé à être abandonnés et, donc, disponibles pour la plantation.

Estonie

En Estonie, bien qu'il existe une réelle tradition de travaux de régénération naturelle et de plantation de bouleaux (*Betula pendula* Roth) et de pins (*Pinus sylvestris* L.) en tourbière résiduelle (T. Paal, communication personnelle, 2003), peu de littérature est accessible sur le sujet (par exemple Valk 1986; Pikk et Valk 1996). En 1986, Valk, dans son document présentant les résultats de la première expérience établie en 1972, rapportait que la plantation forestière était la plus importante option de réaménagement pratiquée dans les tourbières résiduelles estoniennes.

Finlande

C'est la Finlande qui, depuis ces premières expériences de plantations en tourbières résiduelles en 1953 et 1964 (Mikola 1975), produit le plus de littérature sur le sujet (par exemple Kaunisto 1985; Aro et Kaunisto 1998a). En assurant un drainage et une fertilisation adéquate, on y plante avec succès du Pin sylvestre (*P. sylvestris*) et des

bouleaux (*B. pendula* et *B. pubescens*). Les écrits traitent plus spécifiquement des profondeurs de tourbe idéales, de l'influence du sous-sol minéral sur les plantations, ainsi que de leurs besoins en drainage, en travail du sol, en fertilisation et en refertilisation. Ces points seront présentés de façon détaillée dans le premier chapitre du présent mémoire, qui traite des plantations forestières en tourbière résiduelle.

Irlande

Les premières plantations sur tourbières résiduelles irlandaises ont vu le jour en 1983 (Jones et Farrell 2000). Le boisement à grande échelle des tourbières résiduelles a débuté dès la fin des années 1980 et l'on en compte aujourd'hui plus de 4 000 ha (Jones et Farrell 1997). Un large inventaire des forêts implantées sur tourbières résiduelles a plus tard révélé que beaucoup présentaient de mauvais rendements et que l'expertise pouvant servir à faire des recommandations aux producteurs était peu développée (Jones et Farrell 1997). Le programme de recherche BOGFOR fut dès lors élaboré, avec pour but d'étudier d'anciennes plantations ainsi qu'une importante série de nouveaux essais d'essences forestières sur surfaces résiduelles. Il se terminera en 2006. Des résultats préliminaires ont été publiés en 2000 (Jones et Farrell, 2000) et une revue exhaustive des avancements fait à ce jour a été publiée en 2005 (Renou et Farrell 2005).

Ailleurs en Europe

Renou et Farrell (2005) rapportent également des expériences de plantations forestières sur tourbière résiduelle en Suède et en Tchécoslovaquie mais les documents originaux sur ces plantations sont peu disponibles et difficiles à obtenir.

Est du Canada

Dans l'est du Canada, quelques plantations forestières ont été implantées sur des tourbières résiduelles par des producteurs de tourbe depuis le début des années 1990. On y compte des plantations de Sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.; J.-G. Ouellet, Tourbière Mouska inc., communication personnelle, 2002), d'Érable rouge (*Acer rubrum* L.), de Bouleau blanc (*B. papyrifera* Marsh.), de Mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) Koch.), d'Épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP.), de Pin gris (*P. banksiana* Lamb.), de Pin rouge (*P. resinosa* Ait.), de Pin sylvestre et de Peupliers hybrides (Hybrides *Populus* spp.).

Certaines de ces plantations sont présentement étudiées; cependant, aucune évaluation globale ou analyse de performance n'a été publiée sur celles-ci (Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET), communications personnelles).

La production fruitière en tourbières résiduelles

En Europe, certains pays ont déjà une expertise dans le domaine de la production de petits fruits sur tourbières résiduelles.

Estonie

En Estonie, on privilégie la production de petits fruits de la famille des éricacées en raison, entre autres, de leur capacité à couvrir et à stabiliser la tourbe résiduelle, de leurs faibles besoins en éléments nutritifs et de leur tolérance aux stress (Paal 1992; Noormets et Karp 2001; Noormets et al. 2004). La canneberge (*Vaccinium oxycoccos* L.) y est implantée à grande échelle depuis le milieu des années 1970 (Paal 1992; T. Paal, communication personnelle, 2003). Déjà à la fin des années 1980, 275 ha de canneberges en tourbière résiduelle avaient été implantées avec succès (Paal et Paal 2002). Dans les années 1990, quelques hectares ont été ajoutés avec succès à l'aide d'une technique utilisant des fragments enracinés de canneberges insérés dans une matrice de plastique que l'on déroule sur les planches résiduelles. À l'heure actuelle, le bleuet nain (*V. angustifolium* Ait.) et la canneberge, fertilisés adéquatement, sont les deux espèces de petits fruits recommandées en tourbière résiduelle (Noormets et al. 2004). Valk (1986) rapporte également des essais encourageant d'Airelle vigne-d'Ida (*V. Vitis-Idaea* L.) dans les années 1980.

Finlande

En Finlande, des essais de petits fruits ont été établis en tourbière résiduelle depuis les années 1990. Dans la littérature, on fait état de plantations de canneberges (*V. macrocarpon* Ait.), de chicoutés (*Rubus chamaemorus* L.), de myrtilles et d'Airelle vigne-d'Ida, semé directement dans la tourbe résiduelle (Selin 1996; T. Väyrynen, communication personnelle, 1999; Kokko et al. 2004). On rapporte également de bons rendements pour des productions fertilisées de fraises en tourbière résiduelle (Kukkonen et al. 1999; Vestberg et al. 1999).

Ailleurs en Europe

La production de petits fruits sur tourbières résiduelles a été l'objet de plusieurs documents en d'autres endroits de l'ex-Union soviétique, notamment en Biélorussie, en Latvie et en Lituanie. Malheureusement, toute cette littérature a été produite en russe seulement (T. Paal, communication personnelle, 2003). Il existe aussi des plantations de chicoutés en tourbière résiduelle norvégienne sur l'île d'Andöya depuis 2003 (L. Rochefort, communication personnelle, 2005).

Ouest du Canada

Lévesque (1982) rapporte l'existence de productions de canneberges et de bleuets en tourbières résiduelles dans la vallée du Bas Fraser en Colombie-Britannique.

Est du Canada

Dans l'est du Canada, il existe quelques essais ou plantations à grande échelle d'arbustes fruitiers, établis par des producteurs ou des organismes gouvernementaux. Au Nouveau-Brunswick, diverses expérimentations de canneberges et d'Airelles vigne-d'Ida en tourbière résiduelle ont été implantées, entre autres par le ministère de l'Agriculture et de l'aménagement rural de l'époque, mais aucune littérature n'existe à ce sujet puisque la majorité des tentatives ont été des échecs (G. Chiasson et J. Thibault, communications personnelles, 2002). Au Québec, on compte des plantations d'Aronia noir (*Aronia melanocarpa* (Michx.) Elliott), de Bleuets nain, de Bleuets de corymbe (*V. corymbosum* L.), d'Amélanchier (*Amelanchier alnifolia* (Nutt.) Nutt. ex M. Roemer) et de Sureau blanc (*Sambucus canadensis* L.) établies entre 2000 et 2004, dans la tourbière de Saint-Bonaventure, région administrative Centre-du-Québec (GRET, communications personnelles). Également, des expériences sur la chicouté ont récemment vu le jour sur la Côte Nord, depuis le début de la Chaire de recherche industrielle du CRSNG en aménagement des tourbières en 2003.

La tourbe résiduelle : intérêt et éléments à considérer lors de l'établissement de plantations

Les tourbières résiduelles sont des milieux intéressants pour l'établissement de plantations, notamment parce que les activités d'extraction de la tourbe laissent des planches résiduelles dépourvues de mauvaises herbes (Salonen 1987) et potentiellement d'agents pathogènes (Croft et al. 2001). Ceci facilite la tâche des producteurs, particulièrement pour ceux qui voudraient y pratiquer une régie de production biologique, d'autant plus que, la tourbe résiduelle n'a jamais fait l'objet d'épandage de matière fertilisante ou de pesticides. C'est d'ailleurs ce qui attire certains chercheurs et producteurs de fruits, de légumes ou de plantes médicinales vers la plantation en tourbière résiduelle (Kukkonen et al. 1999; Vestberg et al. 1999; P. Selin, communication personnelle, 2002).

Il est cependant important de considérer la faible teneur en éléments nutritifs de la tourbe résiduelle (Wind-Mulder et al. 1996; voir le Tableau 1 à la page 17). C'est pourquoi la littérature européenne rapporte que la fertilisation des plantations est nécessaire pour atteindre un certain niveau de production lorsque la profondeur du dépôt résiduel est importante (Kaunisto 1979; Kaunisto 1982; Valk 1986; Kaunisto 1987; Kaunisto et Aro 1996; Pikk et Valk 1996; Aro et al. 1997; Aro et Kaunisto 1998*a*; 1998*b*; Aro 2000; Paal et Paal 2002; Aro et Kaunisto 2003; Noormets et al. 2004; Renou et Farrell 2005).

Objectifs de recherche

Le présent projet vise tout d'abord à dresser un portrait de la situation quant à l'état des plantations sur tourbières résiduelles dans l'est du Canada. Pour ce faire, la grande majorité des plantations déjà existantes sur tourbière résiduelle y ont été recensées, puis évaluées. Les objectifs spécifiques de ce projet sont de trouver les meilleures espèces pouvant être plantées en tourbière résiduelle et, en second lieu, de trouver une fertilisation qui leur serait appropriée.

Aperçu de la méthodologie utilisée

Les plantations étudiées pour le présent projet étaient localisées dans quatre sites différents : Baie-Sainte-Anne (47°01'N, 64°50'O), Bay du Vin (47°02'N, 65°06'O) et Pointe-Sapin (46°59'N, 64°52'O) au Nouveau-Brunswick, ainsi que Saint-Bonaventure (45°57'N, 72°52'O) au Québec. Chacun comporte un certain nombre de plantations d'arbres ou d'arbustes fruitiers sur des tourbières résiduelles, réalisées par différentes compagnies productrices de tourbes : Baie-Sainte-Anne et Bay du Vin par Tourbières Berger inc., Pointe-Sapin par ASB Greenworld Ltd. et Saint-Bonaventure par Fafard et frères Ltée. Tous les sites sont donc indépendants les uns des autres et sont organisés de façon différente. Seules les plantations de Saint-Bonaventure comportent un plan d'expérience, servant à tester l'effet de différentes doses de fertilisant sur chacune des espèces plantées sur le site.

Les espèces étudiées dans le présent projet sont : *Acer rubrum* L., *Aronia melanocarpa* (Michx.) Elliott, *Larix laricina* (DuRoi) K. Koch., *Picea mariana* (Mill.) BSP., *Pinus banksiana* Lamb., *Pinus sylvestris* L. et *Populus* spp. Les plantations avaient entre un et treize ans au moment de la prise de mesures, à la fin de l'été 2002. Pour chaque plantation, différentes mesures sur les plants ont été prises dans une série de parcelles d'échantillonnages distribuées systématiquement : survie, hauteur, longueur de la flèche terminale, largeur des plants (pour l'Aronia noir seulement). Dans chacun des sites, différentes mesures ont également été prises relativement au drainage et aux caractéristiques de la tourbe résiduelle. Ces mesures ont servi à évaluer l'état des plantations et à en décrire les conditions environnementales.

Conclusion

Au Canada, les connaissances en ce qui concerne la production d'arbres et d'arbustes fruitiers sur tourbières résiduelles sont encore fragmentaires. Il importe de bien décrire les

plantations déjà établies si l'on veut faire avancer l'état des connaissances dans le domaine. Le caractère unique des relations existant entre une espèce et son milieu de culture révèle l'importance des connaissances nouvelles apportées par ce projet. En effet, les espèces étudiées sont différentes de celles l'ayant déjà été sur tourbières résiduelles dans d'autres pays et les connaissances que l'on possède déjà sur ces espèces en Amérique du Nord proviennent de d'autres types de substrats.

L'acquisition des connaissances par la maîtrise de la littérature pertinente couplée aux résultats obtenus fera de ce projet le point de départ du développement d'une expertise canadienne en matière de plantation sur tourbière résiduelle. C'est d'ailleurs dans cet esprit de regroupement des connaissances internationales sur le sujet que s'est tenu en septembre 2003 l'*Atelier sur les plantations forestières en tourbières résiduelles* organisé par le *Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET)*. Cet atelier a pris la forme de conférences de spécialistes invités, de visites de plantations en tourbière drainée, ainsi que de visites des sites étudiés par le présent projet, et de sites potentiels en tourbière résiduelle. Cette initiative a permis aux scientifiques canadiens de beaucoup apprendre au contact des spécialistes européens en matière de plantations sur tourbières résiduelles ainsi que des spécialistes canadiens en matière de tourbières et de plantations forestières et fruitières.

La présente étude fait état de nos connaissances actuelles et c'est ainsi que les gestionnaires de tourbières y trouveront des lignes directrices de base pour la planification de leurs futures plantations. Elle est l'une des premières sur des plantations forestières et fruitières sur tourbières résiduelles dans l'est du Canada, et de ces résultats découlera certainement la planification de nouvelles expériences plus pointues sur le sujet et ultimement l'élaboration d'une stratégie nord-américaine en matière de réaménagement des tourbières résiduelles.

Le présent mémoire est divisé en deux chapitres : le premier rapportant les essais d'essences forestières et le deuxième les essais d'*Aronia* noir.

Chapitre 1 – Potentiel d'établissement d'essences forestières et essais de fertilisation en tourbières résiduelles dans l'est du Canada

1.1 Résumé

La majorité des essais d'implantation d'essences forestières sur tourbe dans l'est du Canada ont été visités en 2002 afin de dresser un portrait du potentiel forestier des tourbières abandonnées après exploitation de la tourbe horticole. Une expérience de fertilisation a également été menée afin de trouver la dose appropriée d'éléments nutritifs à appliquer pour de telles plantations. La performance a été évaluée par la mesure de la survie, de la hauteur et de la longueur de la flèche terminale des essences plantées : l'Érable rouge (*Acer rubrum* L.), le Mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) Koch.), l'Épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP.), le Pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), le Pin sylvestre (*P. sylvestris* L.) et le Peuplier hybride (Hybrides *Populus* spp.). À la suite à la comparaison des rendements de chacune des espèces avec les valeurs standard de la littérature, l'étude permet de conclure qu'il existe un bon potentiel pour le Mélèze laricin et l'Épinette noire en tourbière résiduelle. L'Érable rouge, le Pin gris et le Pin sylvestre ont donné des résultats mitigés, tandis que les plantations de Peuplier hybride se sont avérées un échec. L'expérience de fertilisation révèle qu'un plateau maximal est atteint, pour la hauteur et la longueur de la flèche terminale des plants, lorsque la moitié de la dose recommandée pour la production d'arbres en plein champ est utilisée, soit 122,5 g/plant de 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O). Il est donc possible de planter avec succès certaines essences forestières en tourbières résiduelles si leur nutrition est prise en charge.

1.2 Abstract

A large proportion of forest plantation trials on peat in Eastern Canada were visited in 2002 to evaluate the afforestation potential of abandoned peatlands excavated for their horticultural peat resource. A fertilization experiment was also conducted to determine the appropriate nutrient addition dose for plantation in cutover peatlands. Performance was assessed by measuring survival rate, height and annual height growth of the planted species: red maple (*Acer rubrum* L.), tamarack (*Larix laricina* (Du Roi) Koch.), black spruce (*Picea mariana* (Mill.) BSP.), Jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.), Scots pine (*P. sylvestris* L.) and hybrid poplar (Hybrids *Populus* spp.). Performance for tamarack and black spruce, when compared to standards, showed a good potential for plantations in cutover peatlands. Red maple, Jack pine and Scots pine gave ambiguous results, while hybrid poplar plantations failed. Regarding the fertilizer experiment, a plateau for height and annual height growth was reached at 122,5 g/seedling of 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O), half of the recommended dose for growing trees on mineral fields. Therefore, it is possible to plant tree species in abandoned peatlands if we take care of their nutrition.

1.3 Introduction

Au Canada, les tourbières sont exploitées de façon industrielle pour en extraire la tourbe qui est commercialisée à des fins horticoles. Le Nouveau-Brunswick et le Québec sont les deux plus importantes provinces productrices de tourbe au Canada (Daigle et Gautreau-Daigle 2001). À l'heure actuelle, quelque 6 800 et 6 000 hectares de tourbière ont fait l'objet de la récolte de la tourbe au Nouveau-Brunswick et au Québec respectivement (Poulin et al. en préparation), et des statistiques rapportent des surfaces abandonnées de l'ordre de 1 225 et 990 hectares pour ces mêmes provinces respectives (Rochefort 2001; J. Thibault, communication personnelle, 2005). Plusieurs raisons d'ordre écologique et commercial poussent les industriels de la tourbe à favoriser la restauration de l'écosystème après l'abandon de l'exploitation d'une tourbière (site résiduel) au Canada (Rochefort 2001). Cependant, la restauration n'est pas toujours possible et l'on doit alors choisir parmi diverses options de réaménagement, au nombre desquelles figure la plantation d'essences forestières. Comparativement aux techniques de réintroduction des mousses pour restaurer une tourbière ouverte à sphaigne (Rochefort et al. 2003), il existe peu d'expertise pour la réintroduction d'essences forestières sur tourbe résiduelle au Canada. En Europe cependant, des études font état de travaux concernant des plantations d'essences forestières en tourbières résiduelles (Kaunisto 1985; Pikk et Valk 1996; Aro et Kaunisto 1998a; Renou et Farrell 2005). Ces pays, principalement la Finlande et l'Irlande, ont développé une certaine expertise depuis les premières plantations forestières sur tourbières résiduelles industrielles dans les années cinquante (Mikola 1975; Kaunisto 1985).

Dans l'est du Canada, la plantation d'essences forestières sur des tourbières résiduelles ne vise pas seulement la production de matière ligneuse mais aussi l'esthétique des sites, la création de nouveaux habitats, l'implantation de brise-vent ou encore l'intégration possible de ces secteurs boisés dans des plans de restauration.

En Amérique du Nord comme en Europe, les tourbières résiduelles ont des caractéristiques bien différentes des tourbières naturelles. Elles sont constituées d'une série de planches de récolte où la végétation est absente (Salonen 1987) et la vie microbienne grandement

réduite (Croft et al. 2001). Ces planches sont ceinturées de canaux de drainage creusés initialement afin de créer les conditions propices à la récolte de la tourbe. La nappe phréatique y est généralement basse et ses fluctuations importantes (Price et al. 2003). Divers éléments distinguent par ailleurs les plantations forestières en tourbières résiduelles dans l'est du Canada de celles que l'on retrouve en Europe. Au Canada, l'abandon d'un site se produit généralement lorsque la tourbe de bonne qualité pour l'industrie horticole a été épuisée. Les couches ayant une décomposition de Von Post 5 et plus sont donc laissées en place. En effet, lors de l'exploitation d'une tourbière, plus on descend dans les couches de tourbes superposées, plus la tourbe a été soumise à la décomposition et donc plus sa qualité horticole diminue (Wind-Mulder et Vitt 2000). En Europe (Kaunisto et Aro 1996) cependant, la tourbe extraite est utilisée à des fins énergétiques (Asplund 1996) et l'épaisseur de tourbe d'un site résiduel y est donc moins importante qu'au Canada (Poulin et al. 2005). La tourbe résiduelle demeure un substrat organique acide, mais le contenu en éléments minéraux des tourbières résiduelles canadiennes est sensiblement différent de celles qui sont rencontrées en Europe. En Finlande, par exemple, les tourbières résiduelles ont un important contenu en azote et l'on y recommande, pour les plantations forestières, notamment une fertilisation en phosphore et en potassium (Kaunisto et Aro 1996; Renou et Farrell 2005). Au Canada, la tourbe résiduelle est elle aussi généralement faible en phosphore et en potassium, mais son contenu en azote est relativement faible (Wind-Mulder et al. 1996) comparativement à ce que l'on observe en Europe. Ces derniers éléments conduisent à l'hypothèse selon laquelle il serait nécessaire d'appliquer une fertilisation azotée, phosphorée et potassique pour des plantations en tourbières résiduelles canadiennes.

En plus de ces différences entre l'Europe et le Canada, les essences forestières y ayant déjà fait leurs preuves en tourbières résiduelles (*Betula pendula* Roth, *B. pubescens* Ehrh. et *Pinus sylvestris* L.; Kaunisto et Aro 1996) ne sont pas nécessairement celles qui pourraient être intéressantes au Canada, puisqu'elles n'y sont pas indigènes. Toutes ces différences entre le contexte Européen et canadien nous amène à penser que la réussite des chercheurs Européens en matière de foresterie sur tourbière résiduelle n'est pas gage de réussite ici. On comprend alors la nécessité de tester le potentiel et la fertilisation de plantations

forestières en tourbières résiduelles au Canada avant d'en implanter à grande échelle sur nos sites.

La présente étude a recensé la majorité des plantations déjà existantes sur tourbière résiduelle dans l'est du Canada. Le but premier de l'étude était de dresser le portrait de la situation au Canada et d'acquérir un certain nombre de connaissances de base sur ce champ d'expertise qui en est ici à ses débuts. Les objectifs étaient de trouver si certaines essences forestières présentent un bon potentiel de croissance en tourbière résiduelle et, le cas échéant, de trouver une fertilisation qui leur est appropriée. Puisque aucun travail sur le sujet n'avait encore été effectué au Canada, il convient d'énoncer un certain nombre de recommandations, dont certaines ne découlent pas directement des résultats de la présente étude, mais plutôt d'une revue bibliographique sur le sujet. À la lumière de l'expertise acquise par notre équipe de travail, mais aussi par les différents intervenants à tous les niveaux du projet, ces recommandations permettront d'outiller les gestionnaires de tourbières dans l'élaboration de leurs plans d'aménagement de sites résiduels.

1.4 Matériel et méthodes

1.4.1 Inventaire des plantations et potentiel des différentes essences forestières

1.4.1.1 Sites d'étude

Les plantations étudiées sont situées dans trois localités au Nouveau-Brunswick (Baie-Sainte-Anne, Bay du Vin et Pointe-Sapin) et une au Québec (Saint-Bonaventure).

Les tourbières de Baie-Sainte-Anne (47°01'N, 64°50'O), Bay du Vin (47°02'N, 65°06'O) et Pointe-Sapin (46°59'N, 64°52'O) sont situées dans la Péninsule d'Escuminac, sur la côte Est du Nouveau-Brunswick. Cette région fait partie de la sous-région de terres humides du Boréal atlantique maritime (Groupe de travail national sur les terres humides 1988). Elle reçoit en moyenne 1 240 mm de précipitation par an, dont 874 mm sous forme de pluie (station météorologique de Kouchibouguac; 46°46'N, 65°00'O). La température moyenne mensuelle varie de -10,0 °C en janvier à 19,3 °C en juillet, avec une moyenne annuelle de 5,0 °C (Environnement Canada 2002).

Ces trois tourbières, ombrotrophes à l'origine, ont été initialement drainées à tous les 20 à 24 m, afin de permettre la récolte de la tourbe par la technique d'aspiration, telle que décrite par Daigle et Gautreau-Daigle (2001). Les activités d'extraction de la tourbe ont cessé l'automne précédant les plantations, soit environ six à neuf mois avant chacune des plantations respectives. À Baie-Sainte-Anne et à Bay du Vin, les canaux de drainages ont été bloqués avant la plantation puisque les sites étaient jugés trop secs. La profondeur de tourbe résiduelle varie de 22 à 183 cm (moyenne 84 cm, médiane 79 cm) à Baie-Sainte-Anne, de 27 à 144 cm (moyenne 69 cm, médiane 67 cm) à Bay du Vin et de 15 à 114 cm (moyenne 54 cm, médiane 47 cm) à Pointe-Sapin. Le degré de décomposition de la tourbe de surface pour Baie-Sainte-Anne et Bay du Vin variait de H3 à H4 et de H3 à H5, respectivement, selon l'échelle Von Post (Parent 2001). Cette variable n'a pas été mesurée

à Pointe-Sapin puisque les plantations y ont été établies depuis plus de huit ans; la surface de la tourbe a ainsi été soumise à de nombreux agents biotiques depuis la plantation (dégradation et compaction de la tourbe par la végétation compétitrice et les micro-organismes) et n'est pas représentative de la tourbe résiduelle d'avant la plantation. L'été 2002, année de prise de mesures, a été particulièrement sec dans la région (Environnement Canada 2002) et le niveau de la nappe phréatique s'est maintenu sous 50 cm, de la mi-mai à la mi-août, sur tous les sites étudiés au Nouveau-Brunswick.

La tourbière de Saint-Bonaventure (45°57'N, 72°42'O) est située au sud-ouest du Québec, dans la région de terres humides Tempérée de l'Est (Groupe de travail national sur les terres humides 1988). La station météorologique de Drummondville (45°52'N, 72°28'O) rapporte des précipitations annuelles moyennes de 1 125 mm, dont 876 mm sous forme de pluie. Les moyennes des températures mensuelles sont de -10,7 °C en janvier et 20,8 °C en juillet, pour une moyenne annuelle de 5,9 °C (Environnement Canada 2002).

Ombrotrophe à l'origine, la tourbière de Saint-Bonaventure a été initialement drainée pour la récolte de la tourbe par la méthode Haku-Peco, telle que décrite par Andriess (1988). Des canaux de drainage ont été ajoutés lors de l'abandon du site, l'année précédant la plantation, car on craignait un drainage déficient, et la distance entre ceux-ci varie de 11 à 48 m. La profondeur de la tourbe résiduelle varie de 47 à 115 cm (moyenne 78 cm, médiane 81 cm). Le degré de décomposition de la tourbe de surface n'a pas été mesuré car celle-ci a été fortement envahie par de la végétation compétitrice et n'est pas représentative de la tourbe d'avant plantation. Les précipitations ont été faibles pour les mois de juillet et août dans le sud du Québec au cours de l'été de prises de mesures et le niveau de la nappe phréatique sur le site s'est maintenu sous les 50 cm du début juillet jusqu'à la fin de la saison de croissance.

Les concentrations en éléments nutritifs de la tourbe des quatre sites (Tableau 1) sont généralement inférieures à celles des tourbières naturelles ou résiduelles de l'est du Canada (Wind-Mulder et al. 1996). La conductivité électrique des différents sites présente une grande variabilité tandis que le pH varie peu et a conservé les propriétés acides des bogs d'origine.

Tableau 1. Chimie de la tourbe et du sous-sol minéral des plantations forestières sur tourbière résiduelle pour les quatre sites à l'étude, récoltés le 5 août 2002 au Nouveau-Brunswick (NB) et le 23 août 2002 au Québec (Qc), et écarts observés par Wind-Mulder et al. (1996) pour l'est du Canada.

	<i>n</i>	pH	Conductivité corrigée (μ S/cm)	N-NH ₄	N-NO ₃	N total	P	K	Cu
				mg/kg					
Baie-Sainte-Anne (NB)									
Tourbe	2	3,3	31	166,6	8,6	8 300	41	93	19
Sable	1	3,6	0	7,1	4,9	500	40	11	2
Bay du Vin (NB)									
Tourbe	5	3,2	9	104,2	9,8	4 700	53	91	15
Sable	2	3,6	0	6,5	1,6	400	42	13	2
Pointe-Sapin (NB)									
Tourbe	4	3,4	178	170,9	9,1	9 500	67	144	8
Sable	3	3,7	27	6,8	1,9	900	23	21	2
Saint-Bonaventure (Qc)									
Tourbe	2	3,7	338	195,5	8,3	12 900	28	121	9
Sable	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Est du Canada (Wind-Mulder et al. 1996)									
Tourbe (tourbière naturelle)	2	2,7-2,9	0	690	-	-	-	800-830	-
Tourbe (tourbière résiduelle)	26	2,8-4,0	0-256	500-1 900	-	-	-	150-190	-

1.4.1.2 Description des plantations

Chacun des sites comporte un certain nombre de plantations où différentes essences forestières et méthodes de plantation ont été utilisées (Tableau 2). Les essences forestières plantées sont l'Érable rouge (*Acer rubrum* L.), le Mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) Koch.), l'Épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP.), le Pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), le Pin sylvestre (*P. sylvestris* L.) et le Peuplier hybride (Hybrides *Populus* spp.; lignées inconnues et apparemment variées). Différentes grosseurs de plants, densités à la plantation, méthodes de travail du sol, ainsi que différents régimes de fertilisation et de contrôle des mauvaises herbes ont été utilisés.

Tableau 2. Description des plantations forestières sur tourbière résiduelle pour les quatre sites visités en 2002, au Nouveau-Brunswick (NB) et au Québec (Qc).

Espèce	Année de plantation	Âge des arbres (années)	Dimension des contenants des plants mis en terre	Densité (tiges/ha)	<i>n</i> (survie / hauteur / longueur de la flèche terminale)	Superficie étudiée (ha)	Fertilisation (g de N-P ₂ O ₅ -K ₂ O/plant)	Végétation compétitrice / Entretien
Baie-Ste-Anne (NB)								
<i>Larix laricina</i>	2001	2	50 cm ³	2 500	25 ^a	3	10 g/plant de 20-10-5 ^b	Presque absente
<i>Larix laricina</i>	2001	2	110 cm ³	2 500	13 ^a	2	10 g/plant de 20-10-5 ^b	Presque absente
<i>Larix laricina</i>	2001	2	350 cm ³	2 500	3 ^a	0,4	10 g/plant de 20-10-5 ^b	Presque absente
<i>Larix laricina</i>	2002	1	110 cm ³	2 500	8 ^a	1	10 g/plant de 20-10-5 ^b	Presque absente
<i>Picea mariana</i>	2002	1	110 cm ³	2 500	13 ^a	1	10 g/plant de 20-10-5 ^b	Presque absente
Bay du Vin (NB)								
<i>Larix laricina</i>	2001	2	50 cm ³ (Jiffy)	2 500	17/17/11	1	10 g/plant de 20-10-5 ^b Minéral en surface à certains endroits ^c	Presque absente
<i>Larix laricina</i>	2002	1	110 cm ³	2 500	12 ^a	2	Aucune	Presque absente
<i>Picea mariana</i>	2001	2	50 cm ³ (Jiffy)	2 500	40/39/33	4	10 g/plant de 20-10-5 ^b Minéral en surface à certains endroits ^c	Presque absente
<i>Pinus banksiana</i>	2001	2	50 cm ³ (Jiffy)	2 500	8 ^a	1	10 g/plant de 20-10-5 ^b Minéral en surface ^c	Presque absente
Pointe-Sapin (NB)								
<i>Larix laricina</i>	1994	9	n/d	1 600	6 ^a	1	200 g/plant de 12-12-17, de 1994 à 1996 (localisé)	Feuillus intolérants à l'ombre / Débroussaileuse une fois par an jusqu'en 1996
<i>Picea mariana</i>	1990	13	n/d	2 500	24 ^a	1	Différents traitements à la plantation 200 g/plant de 12-12-17, de 1991 à 1996 (localisé)	Feuillus intolérants à l'ombre, éricacées, herbacées / Débroussaileuse une fois par an jusqu'en 1996
<i>Picea mariana</i>	1991	12	n/d	1 600	6 ^a	1	200 g/plant de 12-12-17, de 1991 à 1996 (localisé)	Feuillus intolérants à l'ombre, éricacées, herbacées / Débroussaileuse une fois par an jusqu'en 1996
Saint-Bonaventure (Qc)								
<i>Acer rubrum</i>	2000	3	110 cm ³	2 500	2/3/-	0,1	122,5 g/plant de 3,4-19-29,2 (localisé)	Herbacées / Tracteur à gazon deux à trois fois par an
<i>Larix laricina</i>	2000	3	110 cm ³	2 500	3 ^a	0,1	122,5 g/plant de 3,4-19-29,2 (localisé)	Herbacées / Tracteur à gazon deux à trois fois par an
<i>Picea mariana</i>	2000	3	110 cm ³	2 500	7 ^a	0,3	122,5 g/plant de 3,4-19-29,2 (localisé)	Herbacées / Tracteur à gazon deux à trois fois par an
<i>Pinus sylvestris</i>	2000	3	110 cm ³	2 500	2 ^a	0,1	122,5 g/plant de 3,4-19-29,2 (localisé)	Herbacées / Tracteur à gazon deux à trois fois par an
<i>Populus spp.</i>	2000	3	110 cm ³	2 500	2/-/-	0,1	122,5 g/plant de 3,4-19-29,2 (localisé)	Herbacées / Tracteur à gazon deux à trois fois par an

^aMême *n* pour toutes les variables de la plantation (i.e. aucune donnée manquante)

^bCapsule à dégagement lent (Planting Tablets, Evergro, Delta, BC, Canada) incorporée dans le trou à la plantation (2% S, 2,5% Fe, 2% Mn, 2,25% Mg et 0,18% Zn)

^cMinéral provenant du nettoyage des canaux de drainage avant la plantation et épandu en surface des planches

De façon générale, aucun travail du sol n'a été effectué, sauf sur certaines planches d'exploitation où le profil, jugé trop convexe, a été aplani. À noter que la plantation d'épinettes de 1990 à Pointe-Sapin était à l'origine une expérience où 12 traitements ont été testés. Chacun des traitements comportait une combinaison des éléments suivants : travail du sol (labour ou hersage), chaulage (0 ou 5 t de chaux dolomitique/ha) et fertilisation initiale (0 ou 40 g/plant de 10-20-20 (N-P₂O₅-K₂O) et 0 ou 40 kg/ha de micro-éléments : 1,1 % B, 12,8 % Cu, 5,5 % Mn, 9,8 % Fe, 5,5 % Zn, 1,4 % Mo et 0,7 % Na). L'expérience comptait 24 unités expérimentales distribuées selon un plan en tiroirs subdivisés (split-split-plot). Par contre, de 1991 à 1996, les arbres ont tous été fertilisés annuellement à raison de 200 g de 12-12-17 (N-P₂O₅-K₂O), appliqué localement autour de chaque plant. Après analyse du taux de survie, de la hauteur et de la longueur de la flèche terminale, aucune différence significative n'a été observée entre les traitements (résultats non présentés). La plantation est donc ici considérée dans son ensemble et l'existence d'un plan d'expérience justifiait l'effort d'échantillonnage supplémentaire qui lui a été alloué.

Toutes les plantations du site de Saint-Bonaventure présentées dans le Tableau 2 font également partie de l'expérience de fertilisation détaillée au point 1.4.2 et représentée schématiquement à la Figure 1 (voir le traitement 122,5 g/plant à la page 22).

1.4.1.3 Mesures et analyses

L'échantillonnage a été réalisé à la fin de juillet 2002 à Baie-Sainte-Anne, Bay du Vin et Pointe-Sapin, et à la mi-août à Saint-Bonaventure.

À Baie-Sainte-Anne, Bay du Vin et Pointe-Sapin, les parcelles d'échantillonnage de 6 m par 6 m étaient distribuées systématiquement à l'intérieur des plantations, de façon à couvrir les planches d'un fossé de drainage à l'autre. Le nombre de parcelles échantillonnées par plantation est rapporté au Tableau 2. À l'intérieur de chacune d'elles, le taux de survie a été évalué sur un potentiel de neuf arbres initialement plantés, puis la

hauteur de l'arbre et la longueur de la flèche terminale (indicateur de la croissance annuelle) ont été mesurés sur six arbres préalablement déterminés.

Au site de Saint-Bonaventure, l'échantillonnage a été effectué dans trois sous-parcelles de 6 m par 2 m systématiquement distribuées d'un canal de drainage à l'autre, avec un total de neuf arbres mesurés, dans chaque unité expérimentale (voir la dose 122,5 g/plant à la Figure 1), pour la hauteur de l'arbre et la longueur de la flèche terminale. Le taux de survie a été mesuré sur l'ensemble des arbres initialement plantés dans chaque unité expérimentale. Pour ce site, les n présentés pour ce site au Tableau 2 correspondent donc aux nombres unités expérimentales. Aucune variable illustrant la croissance n'a été mesurée chez les essences feuillues puisque cela nécessite deux années de mesure de la hauteur. Par ailleurs, la plupart des plantations étant trop jeunes pour que l'on puisse y mesurer un diamètre hauteur poitrine, cette variable n'a pas été considérée dans la présente étude.

Les moyennes des données recueillies pour chaque variable ont été inférées à chacune des plantations (populations) afin de les comparer aux résultats retrouvés dans la littérature scientifique et gouvernementale pour des plantations de même essence et d'âge comparable. Notez que les moyennes nationales de survie, de hauteur et de longueur de la flèche terminale (Trottier 1998) ainsi que de hauteur des plants au moment de la plantation (Ministère des Ressources naturelles 2000) étaient disponibles, à notre connaissance, pour le Québec seulement, et c'est pourquoi les valeurs observées au Québec comme au Nouveau-Brunswick y seront comparées. Puisque aucune analyse statistique comparative des plantations entre elles n'a été faite dans cette section, les différences dans l'effort d'échantillonnage alloué à chacune d'entre elles ne présentent aucun problème.

1.4.2 Expérience de fertilisation

Afin de répondre au deuxième objectif qui était de trouver une fertilisation appropriée à l'établissement de plantations en tourbière résiduelle, une expérience a été menée au site de

Saint-Bonaventure. Une gamme de doses de fertilisant a été appliquée après la plantation, pour différentes essences forestières, afin de déterminer quelle serait la dose optimale pour chacune d'entre elles.

1.4.2.1 Dispositif expérimental

Quatre doses de fertilisant ont été appliquées sur cinq essences forestières : l'Érable rouge, le Mélèze laricin, l'Épinette noire, le Pin sylvestre et le Peuplier hybride. Des plants de calibre 110 cm³ ont été mis en terre au début de l'été 2000. L'effet de la dose fertilisante a été testé selon un plan en blocs complets aléatoires, schématiquement représenté à la Figure 1. Le nombre de blocs variait de deux à sept, selon l'essence forestière. En raison de la largeur variable des planches d'exploitation, les unités expérimentales ne sont pas toutes de la même taille; celles-ci comptaient entre 38 et 144 arbres au moment de la plantation. Les doses testées ont été choisies en fonction des recommandations usuelles pour les arbres cultivés en plein champ (Hamel 1986), suivant les résultats des analyses de sol avant la plantation. On a utilisé du 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O) granulaire comme fertilisant (mélange de nitrate d'ammonium, de superphosphate et de muriate de potassium) dont la dose recommandée était de 245 g/plant, soit 612,5 kg/ha. Les quatre traitements appliqués étaient : un témoin sans fertilisation, 122,5 g/plant, 245 g/plant et 490 g/plant, soit respectivement la moitié, une fois et deux fois la dose recommandée. La fertilisation a été appliquée en surface après la plantation, de façon localisée autour de chaque plant.

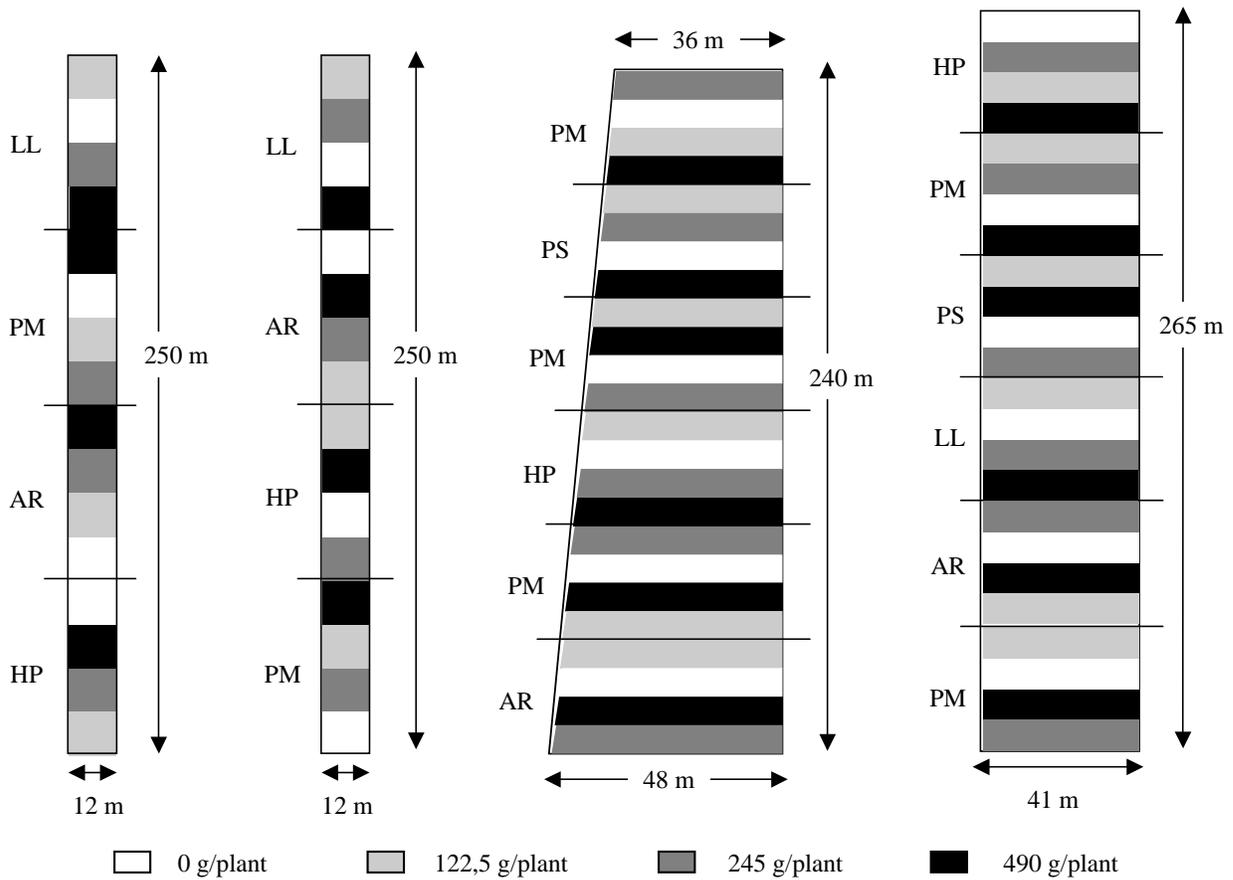


Figure 1. Dispositifs expérimentaux pour l'expérience testant quatre traitements fertilisants (3,4-19-29,2) selon des blocs complets aléatoires pour des plantations d'Érable rouge (AR), de Mélèze laricin (LL), d'Épinette noire (PM), de Pin sylvestre (PS) et de Peupliers Hybrides (HP) sur quatre planches résiduelles de la tourbière de Saint-Bonaventure au Québec. Schéma non à l'échelle.

1.4.2.2 Mesures et analyses

En août 2002, l'échantillonnage a été effectué dans trois sous-parcelles de 6 m par 2 m, distribuées systématiquement, d'un canal de drainage à l'autre, dans chacune des unités expérimentales. La hauteur de l'arbre ainsi que la longueur de la flèche terminale y ont

donc été mesurées sur un total de neuf arbres. Le taux de survie a été évalué sur le total des arbres initialement plantés dans chaque unité expérimentale.

Pour chacune des essences forestières, une analyse de variance a été effectuée sur les valeurs moyennes de chaque variable de chaque unité expérimentale. Selon moi, l'utilisation des moyennes rend correcte la comparaison d'unités de taille variable. Des contrastes polynomiaux a priori ont été testés afin d'apprécier avec objectivité la courbe réponse de chacune des variables à l'application des différentes doses de fertilisant. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide de la procédure GLM du logiciel SAS (SAS Statistical System software, version 8, SAS Institute Inc., Cary, NC). Le seuil de signification a été fixé à $P=0,05$. Après vérification de la normalité et de l'homogénéité de la variance de l'erreur, les variables « longueur de la flèche terminale » pour le Mélèze laricin et « hauteur » pour l'Épinette noire ont été transformées ($\log_{10}(x+1)$).

1.5 Résultats

1.5.1 Inventaire des plantations et potentiel de différentes essences forestières

La survie, la hauteur et la longueur de la flèche terminale de cinq essences forestières plantées en tourbières résiduelles ont été étudiées et sont présentées à la Figure 2 en fonction de l'âge et du site de plantation. Il est à noter que les taux de survie mesurés à Saint-Bonaventure au Québec sont fort probablement sous-estimés en raison du fauchage accidentel de plants lors du désherbage qui a été réalisé au tracteur à gazon au moment où leur hauteur pouvait les rendre difficile à repérer parmi la végétation compétitrice. De plus, la hauteur et la longueur de la flèche terminale peuvent être légèrement sous-estimé puisque les mesures ont été prises avant la fin de la saison de croissance. Il convient de préciser que la hauteur des arbres chez les très jeunes plantations est fortement dépendante de la hauteur des plants au moment de la plantation; malheureusement, puisque ces plantations n'ont généralement pas été effectuées par notre groupe de recherche, nous ne possédons que quelques observations, de nature qualitative, à ce sujet. Il m'a été communiqué que la majorité des plants provenaient du Québec mais, à moins qu'il ne soit signalé autrement, nous ne pouvons présumer que ceux-ci correspondaient aux critères de plants normalement utilisés pour le reboisement (Ministère des Ressources naturelles 2000), et cela pour toutes les grosseurs de contenants de culture utilisés.

Acer rubrum

L'Érable rouge a été testé sur le seul site du Québec. Cette espèce a présenté un taux de survie de 72 % et une hauteur de 81 cm, trois années après la plantation (Figure 2).

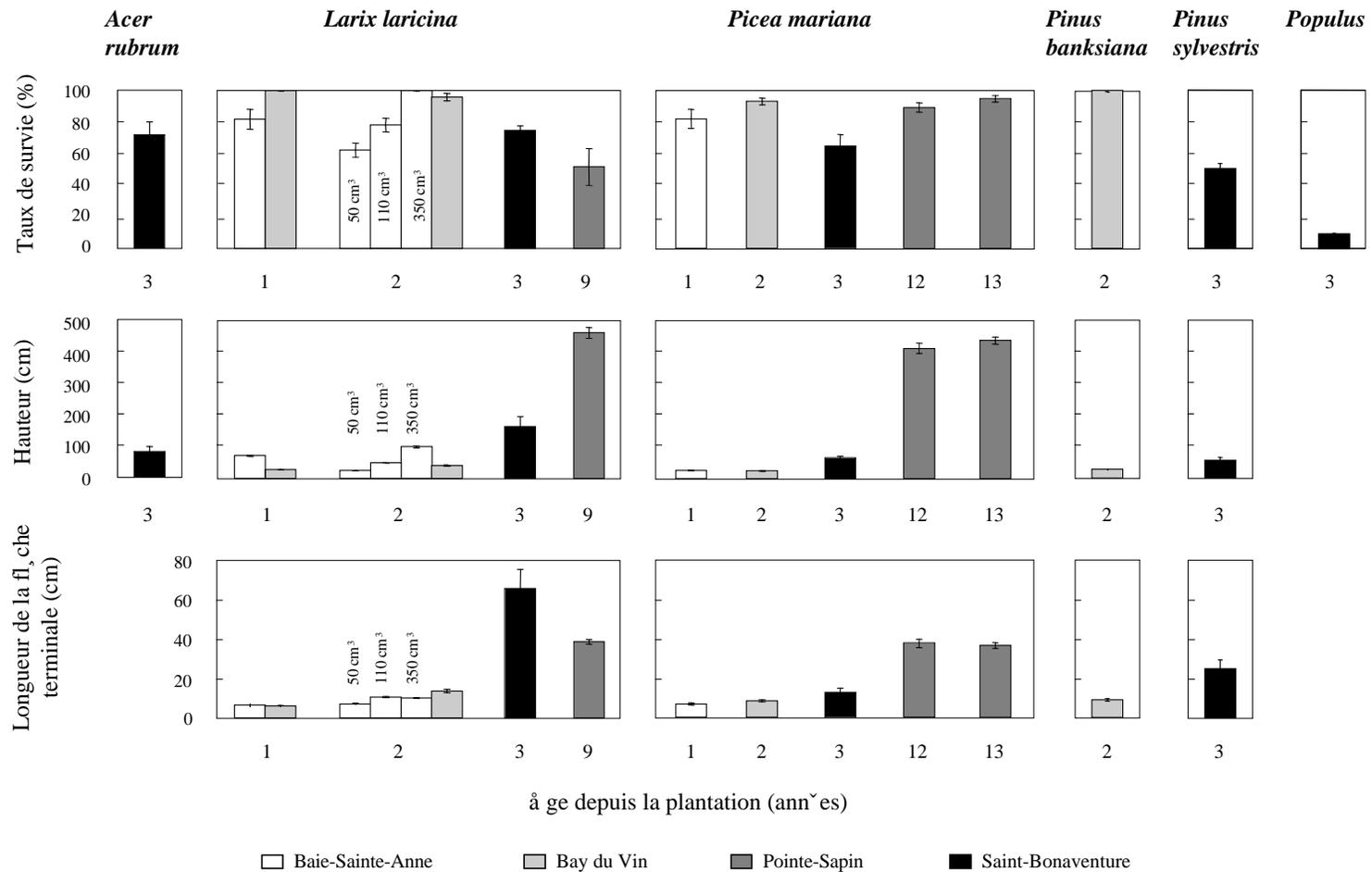


Figure 2. Performance d'établissement et de croissance selon trois variables en fonction de l'âge depuis la plantation, de six essences forestières en tourbières résiduelles, inventoriée pour les sites de Baie-Sainte-Anne, Bay du Vin et Pointe-Sapin au Nouveau-Brunswick et Saint-Bonaventure au Québec. Les barres d'erreur expriment l'erreur type.

Larix laricina

Chez le Mélèze laricin, le taux de survie des mélèzes a atteint 100 % dans deux des jeunes plantations du Nouveau-Brunswick : celle d'un an à Bay du Vin et celle de deux ans provenant des contenants de 350 cm³ à Baie-Sainte-Anne (Figure 2). Les plus faibles taux de survie enregistrés pour cette espèce étaient de 62 % après deux ans à Baie-Sainte-Anne pour des plants provenant de contenants de 50 cm³ et de 52 % après neuf ans à Pointe-Sapin. Les hauteurs moyennes atteintes par les mélèzes après un an étaient de 71 cm à Baie-Sainte-Anne et de 29 cm pour la plantation non fertilisée de Bay du Vin. Après deux saisons de croissance, la hauteur des plants de Baie-Sainte-Anne variait de 25 à 101 cm de hauteur, selon la dimension de leur contenant au moment de la plantation, et était de 41 cm à Bay du Vin. Au site de Saint-Bonaventure, les plants de mélèzes ont atteint une hauteur de 165 cm après trois années. À Pointe-Sapin, les mélèzes atteignaient 461 cm de hauteur, neuf ans après leur plantation. Pour les sites de Baie-Sainte-Anne et Bay du Vin, la longueur de la flèche terminale enregistrée était d'un peu moins de 6 cm pour les plantations d'un an. Après deux ans, elle était d'environ 14 cm à Bay du Vin et variait peu en fonction des calibres à la plantation à Baie-Sainte-Anne, soit entre 7 et 11 cm. Finalement, la plus longue flèche terminale enregistrée chez les mélèzes était de 65 cm après trois ans à Saint-Bonaventure, suivie de celle de 39 cm après neuf ans à Pointe-Sapin.

Picea mariana

Les taux de survie de l'Épinette noire étaient tous supérieurs à 80 %, sauf pour la plantation de Saint-Bonaventure où seulement 65 % des plants ont survécu trois ans après la plantation (Figure 2). Les épinettes d'un an de Baie-Sainte-Anne et ceux de deux ans de Bay du Vin avaient des taux de survie respectifs de 82 et 93 %. Le meilleur taux de survie (94 %) a été observé dans la plus vieille des plantations, soit à Pointe-Sapin. La hauteur des épinettes était de 26 cm après un an à Baie-Sainte-Anne, de 24 cm après deux ans à Bay du Vin, de 66 cm après trois ans à Saint-Bonaventure, et de 413 et 437 cm après 12 et 13 ans à Pointe-Sapin. Concernant la longueur de la flèche terminale des épinettes, elle

était de 7 cm après un an à Baie-Sainte-Anne, de 8 cm après deux ans à Bay du Vin, de 13 cm après trois ans à Saint-Bonaventure, et de 38 et 37 cm après 12 et 13 ans à Pointe-Sapin.

Pinus banksiana

Tous les Pins gris échantillonnés lors de la prise de mesures avaient survécu après deux ans à Bay du Vin et avaient en moyenne 28 cm de hauteur dont 9 cm de flèche terminale (Figure 2).

Pinus sylvestris

Testé à Saint-Bonaventure, le Pin sylvestre a obtenu un taux de survie de seulement 50 %, une hauteur de 57 cm et une flèche terminale de 25 cm de longueur (Figure 2).

Hybrides *Populus* spp.

Les Peupliers hybrides testés à Saint-Bonaventure ont obtenu un taux de survie de seulement 9 % (Figure 2). Aucune mesure de hauteur n'a été prise en raison du trop faible nombre de plants survivants.

1.5.2 Expérience de fertilisation

Acer rubrum

Chez l'Érable rouge, l'application des différents traitements fertilisants n'a généré aucune différence significative du taux de survie (Tableau 3), qui était en moyenne de 69 % après trois ans. Il est cependant possible d'observer graphiquement une tendance à la baisse du taux de survie en réponse à l'augmentation de la dose de fertilisant (Figure 3). L'augmentation de la dose a induit une augmentation linéaire de la hauteur moyenne des érables qui variait de 38 à 92 cm.

Tableau 3. Analyses de variance et contrastes polynomiaux effectués sur le taux de survie, la hauteur et la longueur de la flèche terminale de cinq essences forestières en tourbière résiduelle pour l'expérience de fertilisation de Saint-Bonaventure au Québec.

Sources de variation	<i>Acer rubrum</i>			<i>Larix laricina</i>			<i>Picea mariana</i>			<i>Pinus sylvestris</i>			<i>Populus</i>		
	dl	F	P	dl	F	P	dl	F	P	dl	F	P	dl	F	P
Survie															
Bloc	1	1,03		2	2,08		6	12,49		1	5,45		1	1,68	
Dose	3	1,21	0,44	3	2,01	0,21	3	38,04	<0,01	3	15,44	0,03	3	2,59	0,23
Linéaire	1	3,51	0,16	1	5,81	0,05	1	110,02	<0,01	1	26,58	0,01	1	7,51	0,07
Quadratique	1	0,06	0,82	1	0,01	0,91	1	1,11	0,31	1	9,98	0,05	1	0,11	0,77
Cubique	1	0,05	0,84	1	0,21	0,66	1	3,00	0,10	1	9,76	0,05	1	0,15	0,72
Erreur expérimentale	3			6			18			3			3		
Total	7			11			27			7			7		
Hauteur															
								transformé							
Bloc	2	4,05		2	6,33		6	1,72		1	11,50		-		
Dose	3	7,58	0,03	3	4,44	0,06	3	2,61	0,09	3	1,48	0,38	-		
Linéaire	1	11,02	0,02	1	0,02	0,89	1	7,23	0,02	1	1,90	0,26	-		
Quadratique	1	3,82	0,02	1	8,69	0,03	1	1,27	0,28	1	1,74	0,28	-		
Cubique	1	5,71	0,06	1	4,61	0,08	1	0,07	0,79	1	0,81	0,43	-		
Erreur expérimentale	5			6			16			3			-		
Total	10			11			25			7			-		
Longueur de la flèche terminale															
								transformé							
Bloc	-			2	9,19		6	1,74		1	16,75		-		
Dose	-			3	9,75	0,01	3	2,30	0,12	3	4,22	0,13	-		
Linéaire	-			1	0,52	0,50	1	0,34	0,57	1	6,44	0,08	-		
Quadratique	-			1	23,99	<0,01	1	2,95	0,11	1	4,94	0,11	-		
Cubique	-			1	4,75	0,07	1	3,66	0,07	1	1,30	0,34	-		
Erreur expérimentale	-			6			16			3			-		
Total	-			11			25			7			-		

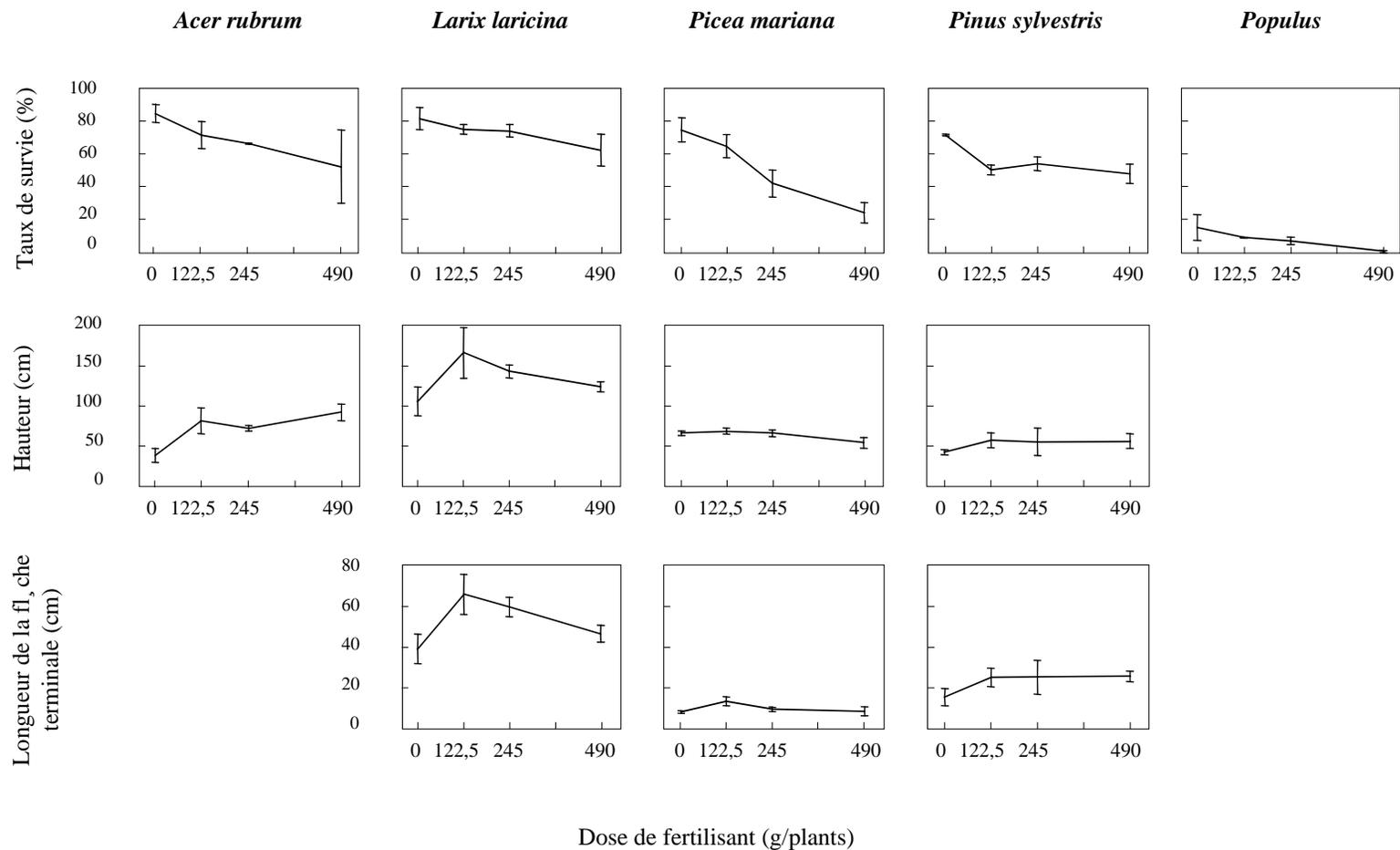


Figure 3. Performance d'établissement et de croissance selon trois variables en fonction de la dose de 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O) appliquée de façon localisée au moment de la plantation, de cinq essences forestières dans la tourbière résiduelle de Saint-Bonaventure (Québec), mesurée après trois ans. Les barres d'erreur expriment l'erreur type.

Larix laricina

La fertilisation n'a pas eu d'effet significatif sur le taux de survie des Mélèzes laricins, qui était en moyenne de 73 % (Tableau 3 et Figure 3). L'augmentation de la dose de fertilisant a entraîné une réponse quadratique pour la hauteur de cette espèce, avec un maximum de 165 cm atteint avec la plus faible dose testée, soit 122,5 g/plant. Le traitement témoin, sans fertilisation, fut celui où l'on a mesuré les plus petits plants, avec une hauteur moyenne de 105 cm. En ce qui concerne la croissance des mélèzes, la courbe réponse de la longueur de la flèche terminale était semblable à celle de la hauteur (effet quadratique), avec un maximum de 65 cm de longueur avec la plus faible dose testée et un minimum de 39 cm pour les plants non fertilisés.

Picea mariana

L'Épinette noire est l'espèce dont le taux de survie a répondu le plus fortement à une augmentation de la dose de fertilisant. Le taux de survie de l'Épinette noire a subi une nette baisse linéaire en fonction d'une augmentation de la dose de fertilisant, passant de 75 % lorsque non fertilisé à 24 % avec la plus forte dose, soit 490 g/plant (Tableau 3 et Figure 3). Une baisse linéaire légère mais significative de la hauteur a aussi été observée, celle-ci passant de 67 cm en moyenne pour les plants non fertilisés à 54 cm pour la plus forte dose. Aucune différence significative n'a été observée pour la longueur de la flèche terminale des épinettes, qui était en moyenne de 10 cm après trois ans.

Pinus sylvestris

Chez le Pin sylvestre, la seule variable à avoir répondu de façon significative à une augmentation de la fertilisation était le taux de survie, où une baisse linéaire a été observée (Tableau 3). Le taux de survie variait entre 71 % pour les plants non fertilisés et 48 % lorsque 490 g/plant de fertilisant était appliqué (Figure 3). La hauteur moyenne des plants était de 52 cm et la longueur de leur flèche terminale de 23 cm.

Hybrides *Populus* spp.

La fertilisation n'a eu aucun effet significatif sur la piètre performance des Peupliers hybrides, dont le taux de survie moyen était de 8 % (Tableau 3 et Figure 3). Ce taux de survie était si faible qu'il a été impossible d'échantillonner assez d'arbres pour évaluer l'effet des traitements fertilisants sur la hauteur des peupliers.

1.6 Discussion

1.6.1 Les essences forestières appropriées en tourbières résiduelles

Dans cette étude, les plantations étudiées présentent des différences en ce qui a trait aux espèces choisies, à la grosseur des plants mis en terre, à leur âge et à leur régie de culture (fertilisation, travail du sol et contrôle des mauvaises herbes), mais ces plantations sont aussi localisées sur une variété de sites aux caractéristiques particulières. Nous sommes donc conscients que les différences de rendements observés peuvent être attribuables à certaines caractéristiques intrinsèques aux sites, mais la limite de variabilité parmi ceux-ci (due à leur nombre trop restreint) ne permet pas l'utilisation d'analyses multivariées afin de révéler l'influence réelle des facteurs autres que ceux qui sont avancés dans la présente étude.

Acer rubrum

L'Érable rouge est une espèce que l'on retrouve à l'état naturel dans des tourbières minérotrophes (Grandtner et al. 1977; McNamara et al. 1992; Prévost et al. 2001; Fisk et al. 2003) et en bordure de tourbières ombrotrophes (Hemond 1983; Walters et Yawney 1990; Bauer et Yavitt 1996; Muller 2002) où il y a un certain apport minéral des terres environnantes. Dans la présente étude, le taux de survie de 72 % après trois ans est inférieur à celui de plantations de deux ans au Missouri où l'on observe un taux de survie de 95 % (Huddle et Pallardy 1999). Ce résultat demeure tout de même acceptable si l'on tient compte du fait que le fauchage accidentel par le tracteur à gazon et les trop fortes doses choisies pour l'expérience de fertilisation (voir la section correspondante) ont réduit les taux de survie dans la plantation de Saint-Bonaventure. La hauteur obtenue après trois années de croissances (81 cm en moyenne) est toutefois décevante comparativement à celle des Érables rouges testés par le Réseau d'essais de plantes ligneuses ornementales du Québec (REPLOQ), qui se situait entre 101 et 300 cm au même âge (données de

L'Assomption, Sainte-Foy et Deschambault; Richer-Leclerc et al. 1995). L'Érable rouge ne semble donc pas tendre vers des dimensions importantes en tourbière résiduelle mais demeure un élément intéressant à intégrer à certains projets de réaménagement de tourbière : en bordure de plans de restauration par exemple.

Larix laricina

Chez le mélèze, certains taux de survie obtenus (52 à 100 %) sont bons, mais, de façon générale, ils sont inférieurs aux moyennes des plants de calibres correspondants mis dans les terres en forêts québécoises publiques (85 à 98 %; Trottier 1998). Divers facteurs peuvent expliquer ces plus faibles taux de survie : la mauvaise qualité des plants lors de la plantation, les trop fortes doses choisies dans l'expérience de fertilisation, le fauchage accidentel des plants, l'érosion puis la déposition de la tourbe et les phénomènes liés au gel.

La raison principale pour la mauvaise survie observée chez les plants de deux ans provenant de contenants de 50 (62 %) et 110 cm³ (78 %) de Baie-Sainte-Anne semble être la mauvaise qualité des plants au moment de leur mise en terre (trop grands par rapport à la dimension de leurs contenants de production). À Saint-Bonaventure, ce sont plutôt les trop fortes doses de fertilisant appliqué dans l'expérience de fertilisation (voir la section correspondante) ainsi que le fauchage accidentel des plants, qui sont responsables du taux de survie de seulement 75 % observé pour le mélèze.

Dans la plantation de neuf ans de Pointe-Sapin, le mauvais taux de survie observé (52 %) semble dû au phénomène de déposition de la tourbe provenant de l'érosion sur les planches toujours en exploitation en périphérie des plantations (Campbell et al. 2000; McNeil et al. 2000; Campbell et al. 2002). Le sol de la plantation de Pointe-Sapin est en effet encore aujourd'hui recouvert d'une couche de tourbe lâche, provenant visiblement des planches exploitées voisines. On peut supposer que ce phénomène était déjà présent lors des premières années suivant la plantation et assez important pour causer la mortalité des petits plants.

Parmi les autres causes possibles de mortalité chez les jeunes plants en tourbière résiduelle, on retrouve les phénomènes associés au gel : soulèvement gélival, gel radiatif et dessiccation hivernal. Le soulèvement gélival a déjà été rapporté pour des plantations sur tourbières résiduelles (Valk 1986) et est un problème reconnu en foresterie (revu par Goulet 1995) et en restauration de tourbières résiduelles (Quinty et Rochefort 2000; Groeneveld et Rochefort 2002; Groeneveld et Rochefort 2005). Il faut noter qu'aucun soulèvement gélival des semis n'a toutefois été observé pour les plantations de cette étude mais que nous n'en excluons pas la possibilité puisqu'il a déjà été observé en plantation sur tourbières résiduelles. Les tourbières résiduelles sont par ailleurs des milieux propices au gel radiatif du fait que l'air froid descend des terres environnantes vers les surfaces résiduelles (Kaunisto et Aro 1996; Jones et Farrell 2000), puisque celles-ci ont fait l'objet de récolte de tourbe sur plusieurs mètres de profondeur. Enfin, les étendues résiduelles étant vastes et dénudées de végétation (Campbell et al. 2002), certains endroits présentent une faible accumulation de neige en hiver et les tiges des jeunes plants alors exposées hors de la couche nivale risquent la dessiccation. Le gel a d'ailleurs été identifié dans plusieurs ouvrages comme une des barrières majeures à l'établissement de certaines essences forestières sur tourbière résiduelle en Irlande (Jones et Farrell 1997; Renou et Farrell 2005) et en Finlande (Kaunisto 1985; Kaunisto et Aro 1996).

Concernant la hauteur des jeunes mélèzes, on compte, dans la présente étude, autant de plantations avec une moyenne inférieure que de plantations avec une moyenne supérieure aux plants mis en terre sur l'ensemble du territoire québécois (Trottier 1998). Un an après leur mise en terre, les plants de Bay du Vin ont atteint une hauteur de 29 cm, ce qui est inférieur à la moyenne québécoise de 39 cm. Ce retard s'explique fort probablement par le fait que cette plantation n'a fait l'objet d'aucune fertilisation. Toujours en comparaison du même standard, les plants de Baie-Sainte-Anne ont quant à eux atteint une hauteur supérieure, soit 72 cm. Dans cette dernière plantation, il a cependant été observé que les plants étaient plus grands que normal (Ministère des Ressources naturelles 2000) au moment de la plantation (observation personnelle). Deux ans après leur mise en terre, les plants provenant de contenants de 110 et de 350 cm³ de Baie-Sainte-Anne avaient une hauteur respective de 50 et 101 cm, ce qui est semblable à supérieur aux moyennes pour

l'ensemble du Québec (62 cm pour les 50 cm³ et 54 cm pour les 110 cm³), tandis que ceux provenant de contenants de 50 cm³ du même site, ainsi que ceux de Bay du Vin, ont une hauteur inférieure, soit respectivement 25 et 41 cm. On peut supposer que la différence de hauteur observée entre les différentes plantations de deux ans à Baie-Sainte-Anne résulte principalement de l'écart de hauteur initiale entre les différentes dimensions de contenants des plants mis en terre, même si aucune donnée quantitative n'est disponible à ce sujet. À Saint-Bonaventure, la hauteur moyenne après seulement trois saisons de croissance (165 cm) se compare déjà quant à elle avantageusement à la moyenne québécoise des mélèzes de cinq ans qui est de 126 cm. Cette tendance semble se maintenir chez des plantations plus âgées dont la fertilisation a cessé depuis quelques années. Effectivement, dans la plantation de mélèzes de Pointe-Sapin, la hauteur moyenne de 461 cm après neuf ans est plus de 50 % plus élevée que la moyenne québécoise qui est de 266 cm après huit ans.

Chez les jeunes plants de mélèzes, les flèches terminales moyennes de 6 cm obtenus après un an et de 7 à 14 cm après deux ans sont plus faibles que celles des mélèzes recensés sur l'ensemble du Québec qui sont de 10 à 16 cm après un an et de 17 à 27 cm après deux ans (Trottier 1998). On observe cependant une croissance impressionnante dans la plantation plus âgée de Saint-Bonaventure : trois ans après la mise en terre, la longueur moyenne des flèches terminales (65 cm) représentait plus du double de celle des mélèzes de cinq ans plantés en terres publiques québécoises (32 cm). Les mélèzes de neuf ans de Pointe-Sapin ont pour leur part obtenu une longueur de la flèche terminale de 39 cm, comparable à celle de 37 cm des plants de huit ans pour l'ensemble du territoire québécois.

Malgré certaines causes de mortalité importante sur lesquelles il faudra travailler dans le futur, plusieurs des plantations de mélèzes recensés dans cette étude ont montré des résultats supérieurs à ce que l'on peut obtenir pour les plantations conventionnelles à l'échelle provinciale. Bien qu'il faille considérer que les plantations qui nous intéressent aient généralement été fertilisées, il semble que le mélèze soit un excellent choix d'essence forestière à planter en tourbière résiduelle.

Picea mariana

Les taux de survie respectifs de 82 et 93 % enregistrés chez les plantations d'Épinettes noires de un et deux ans sont inférieurs aux taux de survie correspondants de 97 et 95 %, en moyenne, pour l'ensemble du Québec (Trottier 1998). De façon générale, les hypothèses concernant les causes de mortalité chez les jeunes épinettes sont les mêmes que celles avancées pour le Mélèze laricin (voir la section précédente). Chez les épinettes plus âgées, les taux de survie de 89 % après 12 ans et de 94 % après 13 ans sont supérieurs au taux de survie moyen de 85 % enregistré dans des plantations québécoises âgées de seulement huit ans.

La hauteur des épinettes à un et deux ans était respectivement de 26 et 24 cm, ce qui est légèrement plus faible que dans les plantations de l'ensemble du Québec, où l'on enregistre des hauteurs correspondantes de 31 et 34 cm (Trottier 1998). La croissance suivait la même tendance avec une longueur de flèche terminale de 7 et 8 cm, après respectivement un et deux ans, comparativement à 8 et 9 cm pour les épinettes de mêmes âges sur l'ensemble du Québec. Après trois ans, la hauteur (66 cm) et la longueur de la flèche terminale (13 cm) des Épinettes noires de Saint-Bonaventure semblaient normales comparativement à celles des épinettes de cinq ans plantés sur le territoire québécois (80 et 17 cm, respectivement, en moyenne). Une telle hauteur est par ailleurs égale et même supérieure à celle d'arbres de même âge plantés en sol minéral et servant à étudier l'effet de l'espèce compétitrice à Sault-Sainte-Marie (Ontario) par Küßner et al. (2000), qui variait entre 43 et 76 cm selon les sites et les espèces compétitrices présentes. Il faut noter cependant que cette dernière expérience a eu lieu dans un site légèrement moins clément que celui de Saint-Bonaventure.

Après 12 et 13 ans, les épinettes mesuraient respectivement 413 et 437 cm, pour une longueur de la flèche terminale de 38 et 37 cm. Ces résultats représentent une hauteur presque trois fois plus importante et une flèche terminale près de 50 % plus longue que pour les épinettes de huit ans mesurées à l'échelle provinciale, pour lesquelles ces mesures sont respectivement de 143 et 26 cm (Trottier 1998). Dans la littérature scientifique, il existe bien quelques études de plantations d'Épinettes noires d'une douzaine d'années,

mais il serait peu approprié de les utiliser pour plus de comparaison puisqu'elles sont situées dans des endroits plus nordiques (voir par exemple Jobidon et Charette 1997; Wang et al. 2000; Prévost et Dumais 2003; Thiffault et al. 2004).

Les bons résultats de hauteur et de croissance obtenus dans le présent projet en comparaison de plantations conventionnelles en territoire québécois, notamment en ce qui concerne les plus vieilles des plantations, nous laissent croire que l'Épinette noire est également une bonne essence forestière à privilégier pour les plantations en tourbière résiduelle.

Pinus banksiana

Le taux de survie de l'unique plantation de Pins gris étudiée était excellent, soit 100 % après deux ans, tel qu'observé pour les plantations québécoises de cette essence où l'on rapporte un taux moyen de 96 % après deux ans (Trottier 1998). Cependant, la productivité des plants de Pin gris en tourbière résiduelle fut faible. Effectivement, les moyennes de la hauteur et de la longueur de la flèche terminale étaient respectivement de 28 et 9 cm, comparativement à 44 et 17 cm pour l'ensemble des plantations québécoises du même âge provenant de contenants de même dimension (50 cm³). Après seulement une année en terre, Mohammed et al. (1998) ont obtenu une flèche terminale plus longue (14 cm) pour des plants provenant de contenants de 57 cm³ plantés en sol sableux, avec compétition, dans une région de l'Ontario légèrement moins clémente qu'au site ici étudié (Bay du Vin). Puisque cette espèce présente un bon taux de survie mais un développement plutôt lent, il conviendrait pour le moment d'utiliser cette espèce pour des projets de réaménagement ou la productivité de cette espèce n'est pas un objectif : par exemple pour la création d'un habitat ou l'intégration à un plan de restauration.

Pinus sylvestris

Le taux de survie de 50 % du Pin sylvestre après trois ans était faible, particulièrement si on le compare aux taux de survie obtenus pour des plantations fertilisées sur tourbière résiduelle de plus de 80 % après six à huit ans en Finlande (Aro et Kaunisto 1998b) et de

plus de 94 % après deux ans en Irlande (F. Renou, communication personnelle, 2004). En plus du fauchage accidentel par le tracteur à gazon, une des hypothèses pour expliquer ce si faible taux de survie est une sensibilité accrue du Pin sylvestre à la trop forte fertilisation appliquée au site de Saint-Bonaventure (voir la section correspondante). De façon similaire, une étude réalisée en tourbière résiduelle rapporte une meilleure germination de cette espèce lorsque non fertilisée (Tillman-Sutela et al. 2004). La hauteur des Pins sylvestres après trois ans (54 cm) était toutefois bonne, si on la compare aux 70 cm pour la même espèce après quatre ans en tourbières résiduelles irlandaises (F. Renou, communication personnelle, 2004). Aussi, la longueur de 25 cm pour la flèche terminale était même plus forte que celle de Pins sylvestres de quatre ans établis en Finlande sur tourbière résiduelle (20 cm; Kaunisto et Aro 1996). Il serait donc intéressant de faire des essais supplémentaires pour cette espèce afin de trouver une fertilisation qui lui assurerait un meilleur taux de survie, ce qui en ferait une espèce particulièrement intéressante pour la production de matière ligneuse en tourbière résiduelle en raison des bons taux de productivité obtenus. Il convient cependant de préciser que son utilisation n'est pas approprié dans des plans de restauration puisque cette espèce n'est pas indigène au Canada.

Hybrides *Populus* spp.

Les Peupliers hybrides ont obtenu un très faible taux de survie, de moins de 10 %. Deux raisons principales semblent pouvoir expliquer ce résultat. Tout d'abord, des évidences de broutement par les cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) ont été observées à Saint-Bonaventure chez les peupliers (observation personnelle). Les plantations de Peupliers hybrides ne sont pas particulièrement recherchées par cette espèce (Christian 1997). Cependant, il existe des observations de broutage intense par les cerfs (*O. virginianus* ou autres espèces) dans de jeunes plantations (Netzer 1984; Moser 2000), celui-ci ayant même été rapporté comme la principale cause de mortalité dans certaines plantations (Christian 1997; Christian et al. 1998; Kays 2002). Par ailleurs, les Peupliers hybrides ne sont pas bien adaptés à la tourbe résiduelle (C. Kaiser, ALPAC, communication personnelle, 2005) puisqu'ils requièrent des températures de sol élevées et une humidité relativement importante pour un bon développement racinaire.

1.6.2 Les effets de la fertilisation sur l'établissement de plantations forestières en tourbières résiduelles

Les résultats de l'expérience de Saint-Bonaventure démontrent que la fertilisation a été néfaste pour la survie des semis. En effet, chez toutes les essences testées, il a été possible d'apprécier visuellement, et de façon significative chez l'Épinette noire et le Pin sylvestre, une diminution du taux de survie suivant l'augmentation de la dose fertilisante. Ceci contraste avec des études européennes qui concluent à un meilleur taux de survie lorsque les plants sur tourbière résiduelle sont fertilisés (par exemple Kaunisto 1987; Kaunisto et Aro 1996; Kaunisto et Viinamäki 1991; Aro et Kaunisto 1998a; Aro et Kaunisto 1998b; Renou et Farrell 2005).

Si l'on regarde de plus près la production des plants survivants, leur hauteur et leur croissance (longueur de la flèche terminale) ont généralement bénéficié de l'apport de fertilisant, tel que cela est normalement observé pour de telles plantations (Mikola 1975; Kaunisto 1979; Kaunisto 1982; Kaunisto 1985; Valk 1986; Kaunisto, 1987; Kaunisto et Viinamäki 1991; Aro et al. 1997; Renou et al. 2000; Aro et Kaunisto 2003). En général, la dose de 122,5 g/plant de 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O) a donné la ou près de la valeur maximale atteinte pour la hauteur et la longueur de la flèche terminale de toutes les essences, et ce, de façon significative pour le mélèze. La seule variable de production à avoir répondu négativement (mais faiblement) de façon significative à une augmentation de la quantité de fertilisant appliquée est la hauteur de l'Épinette noire.

Compte tenu des réponses de toutes les variables des différentes essences, c'est la plus faible dose testée qui favorise le meilleur établissement des plantations étudiées, soit 122,5 g/plant de 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O). Cette dose est supérieure à ce qui est généralement rapporté dans la littérature pour la plantation d'arbres en tourbière résiduelle (Renou et al. 2000; Aro 2001). À raison de 122,5 g/plant, le fertilisant offrait à chaque arbre 4,2 g d'azote, 10,2 g de phosphore et 29,6 g de potassium. Il est difficile de comparer l'apport en azote que cela représente à celui des plantations forestières sur tourbières résiduelles européennes puisqu'il y est appliqué seulement au besoin et, qu'en général, les

sites européens reçoivent plus de dépositions atmosphériques azotées qu'en Amérique du Nord (Holland et al. 2005). Le taux de phosphore appliqué à Saint-Bonaventure était pour sa part plus de trois fois supérieur à la quantité appliquée à la plantation par les chercheurs finlandais (2,7 g/plant) et un peu plus élevée que celle appliquée en Irlande (8,4 g/plant). Finalement, la dose de potassium fournie à chaque plant était environ six fois plus forte que celle appliquée à la plantation sur tourbière résiduelle en Finlande (5,1 g/plant).

Il apparaît donc que les plantations forestières sur tourbière résiduelle au Canada nécessitent aussi un apport extérieur d'éléments nutritifs pour assurer le bon développement des arbres lorsque les racines de ceux-ci ne sont pas, ce qui est généralement le cas ici, en contact avec du matériel minéral (contact possible grâce à un travail du sol ou en raison d'une faible épaisseur de tourbe). Néanmoins, les formes des courbes en réponse à une augmentation de la dose de fertilisant ainsi que la comparaison de la plus faible dose utilisée aux taux d'application utilisés en Finlande et en Irlande (non disponible lorsque l'expérience fut planifiée) portent à croire que les doses choisies pour la présente expérience étaient trop fortes. La dose idéale à appliquer dans les tourbières résiduelles canadiennes se situe probablement entre 0 et la plus faible dose testée dans l'expérience de Saint-Bonaventure. C'est pourquoi nous recommandons pour l'instant d'utiliser au maximum la moitié de la dose recommandée pour la production d'arbres en sol minéral, ce qui correspondait, dans la présente expérience, à cette plus faible dose testée (outre le témoin).

Il convient de préciser par ailleurs que les capsules à dégagement lent utilisées à Baie-Sainte-Anne et Bay du Vin n'offraient que 2 g/plant d'azote, 0,4 g de phosphore et 0,4 g de potassium. Ces quantités étant nettement plus faibles que ce qui est généralement utilisé en tourbière résiduelle en Europe, il faudra y surveiller l'apparition possible de carence dans les prochaines années, tout comme dans la plantation n'ayant reçu aucune fertilisation (mélèzes plantés en 2002 à Bay du Vin).

1.6.3 Autres considérations pour la plantation forestière comme option de réaménagement des tourbières résiduelles

Cette étude étant une première au Canada, il semble ici approprié d'énoncer des recommandations générales, basées sur la littérature scientifique et le bagage de connaissances acquises par les différents intervenants du projet, quant au matériel végétal utilisé, aux régies de culture et aux caractéristiques des tourbières résiduelles elles-mêmes qui doivent être pris en considération lors de l'établissement de plantations.

1.6.3.1 Le matériel végétal utilisé

En tourbières résiduelles européennes, ce sont des plants à racines nues qui sont généralement utilisés pour les plantations forestières, particulièrement en Irlande (Renou et Farrell 2005). L'utilisation de ce type de plant, reconnu comme moins sensible au phénomène de soulèvement gélival (Cleary et al. 1978), apparaît comme une avenue à explorer lors de futures plantations sur tourbière résiduelle canadienne. Effectivement, même si le phénomène n'a jamais été observé pour des plantations, il n'est pas exclu qu'il s'y produise. D'autre part, les plants de forte dimension (PFD) sont de plus en plus utilisés en foresterie afin d'avoir une longueur d'avance sur la végétation compétitrice (revu par Thiffault et al. 2003). Cet avantage est généralement sans intérêt dans le type de plantation qui nous intéresse puisque, si la fertilisation en surface est évitée, les tourbières résiduelles ne sont pas propices à l'envahissement par des espèces végétales compétitrices. Les plants de forte dimension pourraient néanmoins avoir un avantage sur ceux de petite dimension (PPD) dans les sites où la déposition éolienne de tourbe est importante. L'utilisation de PFD engendrant un coût et un effort de plantation supplémentaire, il serait cependant approprié dans le futur d'élaborer une expérience afin de bien tester les différences de performance entre les différentes dimensions de plants. D'autre part, l'utilisation de plants provenant de graines prélevées dans des milieux tourbeux situés près des sites de plantation paraît intéressante puisqu'ils pourraient représenter certains avantages adaptatifs.

1.6.3.2 Les apports en éléments minéraux

Il existe trois façons pour des arbres plantés en tourbière résiduelle de subvenir à leurs besoins nutritifs : 1) le mélange du sous-sol minéral avec la tourbe; 2) l'atteinte du sous-sol par les racines; ou 3) l'apport extérieur de fertilisants (Kaunisto 1979). Il a été démontré que le travail du sol, lorsque la machinerie réussit à rejoindre le sous-sol minéral, est bénéfique pour la croissance des plantations forestières en tourbières résiduelles (Kaunisto 1982; Kaunisto 1987; Aro et al. 1997; Aro et Kaunisto 1998*b*). Notez que dans l'est du Canada, rares sont les sites où le dépôt de tourbe résiduelle est assez mince pour pratiquer une telle opération. Advenant le cas où la profondeur de tourbe le permettrait, le travail du sol peut toutefois être difficile à réaliser, vu le nombre élevé de souches souvent présentes dans les derniers centimètres de tourbe. L'opération étant relativement coûteuse et potentiellement néfaste pour la qualité de l'eau (Aro 2000), il n'est pas recommandé pour l'instant de tenter de mélanger le sous-sol minéral et la tourbe.

De façon générale, la performance des plants en tourbière résiduelle est corrélée négativement avec la profondeur de la tourbe (Kaunisto 1987; Kaunisto et Viinamäki 1991; Kaunisto et Aro 1996; Aro et Kaunisto 1998*b*; F. Renou, communication personnelle, 2003). Ce phénomène est particulier aux tourbières résiduelles qui sont pauvres en éléments nutritifs (Wind-Mulder et al. 1996) et où les racines des arbres ne pénètrent au maximum qu'à une trentaine de centimètres de profondeur (10 à 14 cm en moyenne), même chez les peuplements matures (Kaunisto 1979; Kaunisto et Saarinen 1989 dans Kaunisto et Aro 1996; Aro 2000; Aro et Kaunisto 2003). Lorsque la profondeur de tourbe est importante, les Européens recommandent une seconde fertilisation : trois ans après la plantation en Irlande (Renou et Farrell 2005) et quatre à six ans après la plantation en Finlande (Kaunisto et Aro 1996; Aro et al. 1997; L. Aro, communication personnelle, 2003). Au Canada, la profondeur du dépôt après l'abandon de l'exploitation est généralement trop importante pour que les racines des arbres ou encore une machinerie appropriée ne puisse rejoindre le sous-sol minéral. Pour cette raison, la fertilisation paraît inévitable et l'expérience Européenne nous porte à croire qu'une nouvelle fertilisation sera également nécessaire quelques années après la première. Il s'avère donc important de faire

un suivi de l'état nutritionnel des arbres et d'ajuster les doses et fréquences de fertilisation en fonction des objectifs de l'aménagement.

En plus de l'application de fertilisants minéraux conventionnels, l'ajout d'éléments nutritifs peut être réalisé par l'apport de matériel minéral tel que les résidus de nettoyage des canaux de drainage. Kaunisto (1987) a ainsi obtenu une augmentation des taux de survie et de croissance avec l'épandage de matériel provenant des canaux de drainage (limon à argile). Il faut cependant savoir que cette pratique, de la même façon que la fertilisation minérale en surface, augmente l'envahissement par la végétation compétitrice (voir la section 1.6.3.4). Ceci étant dit, si l'on choisit d'épandre du matériel minéral, nous recommandons de mélanger ce dernier avec la tourbe de surface, particulièrement dans le cas de l'argile, afin de ne pas créer une croûte imperméable en surface.

Dans toute pratique rendant possible le contact entre les racines des arbres et du matériel minéral, la nature de celui-ci sera à considérer. Par exemple, des études démontrent qu'il n'est pas nécessaire de fertiliser si les racines sont en contact avec un sous-sol minéral de texture fine (Kaunisto et Aro 1996; Aro et Kaunisto 1998*b*). Aussi, certains échecs de plantations sur tourbière résiduelle en Irlande ont été attribués à la toxicité du sous-sol minéral (Jones et Farrell 1997).

1.6.3.3 Le chaulage

Le pH des sites résiduels se situe généralement autour de 4 (Wind-Mulder et al. 1996). Les espèces testées tolérant bien un sol acide (Burns et Honkala 1990), il n'est pas nécessaire de chauler, particulièrement dans le cas où les essences forestières seraient utilisées pour recréer la structure arborescente dans des plans de restauration. Le chaulage aurait alors des effets négatifs sur les mousses de sphaigne, espèce couvre-sol dont on devrait encourager la colonisation pour contrer l'envahissement de végétation compétitrice (Rochefort 2000).

1.6.3.4 La végétation compétitrice

Parmi les plantations étudiées, toutes celles où les plants ont reçu une fertilisation en surface ont été envahies par de la végétation compétitrice et un entretien a dû être apporté afin d'en réduire l'impact. Les plantations non fertilisées ou fertilisées dans le trou de plantation ont été faiblement colonisées, généralement par des feuillus, des éricacées et des cypéracées plus typiques des tourbières, tel que cela est habituellement observé dans les tourbières abandonnées après exploitation industrielle de la tourbe (Lavoie et al. 2003; Poulin et al. 2005). Puisqu'il est prouvé que la végétation compétitrice a un impact négatif sur les semis forestiers (revu par Thiffault et al. 2003), il est recommandé d'enfouir le fertilisant au moment de la plantation en tourbière résiduelle. Lors d'une seconde fertilisation, le fertilisant pourra être appliqué en surface de façon localisée autour des plants si ceux-ci ont atteint une hauteur appréciable. Il se peut qu'une plantation sur tourbière résiduelle soit envahie par de la végétation compétitrice parce que la fertilisation en surface n'a pu être évité au moment de la mise en terre ou pour une autre raison. S'il est alors jugé nécessaire d'intervenir, le dégagement mécanique devra être pratiqué en prenant soin de ne pas abîmer les plants au moment du désherbage.

1.6.3.5 L'hydrologie des sites

En Finlande, on estime que la distance idéale entre les canaux de drainage pour la production forestière en tourbière résiduelle est de 40 m (Aro et al. 1997). Dans l'est du Canada, la largeur entre les canaux de drainage en tourbières exploitées et résiduelles est habituellement d'une trentaine de mètres (Daigle et Gautreau-Daigle 2001). Le blocage des canaux de drainage après abandon de l'exploitation de certains secteurs de tourbière relativement secs, tel que réalisé à Baie-Sainte-Anne et Bay du Vin, n'est à pratiquer qu'avec beaucoup de réserve afin d'éviter leur débordement lors des crues printanières et

d'épisodes de fortes pluies. Le fort taux de mortalité observé près des canaux de drainage en certains endroits (observation personnelle) suggère que les épisodes d'excès d'eau prolongé sont plus néfastes pour les plants que la sécheresse relative des tourbières résiduelles durant le reste de la saison de croissance.

1.7 Conclusion

Pour l'instant, les seules espèces arborescentes feuillues testées en tourbière résiduelle dans l'est du Canada ont été le Peuplier hybride et l'Érable rouge. On sait maintenant que les Peupliers hybrides ne sont pas de bonne espèce à planter en tourbière résiduelle. On peut cependant y planter l'Érable rouge si une taille appréciable des arbres n'est pas un objectif spécifique au projet de réaménagement. Lors d'expériences futures, il serait par ailleurs intéressant de tester les bouleaux, compte tenu que ce genre a fait ses preuves en tourbières résiduelles européennes (Kaunisto et Aro 1996; Renou et Farrell 2005) et qu'il s'y implante de façon naturelle dans l'est du Canada (Lavoie et Rochefort 1996; Lavoie et Saint-Louis 1999; Bérubé et Lavoie 2000). Cependant, les bouleaux devront être testé sur des sites où il ne subsiste aucune activité de récolte de la tourbe, compte tenu des dangers de contamination de la tourbe récoltée par leurs graines.

Du côté des résineux, les faibles taux de survie observés dans certaines plantations sont généralement explicables et potentiellement contournables. Les bons résultats obtenus pour les Mélèzes laricins et les Épinettes noires, entre autres chez les plantations les plus âgées, nous permettent de présumer de l'avenir prometteur de ces deux espèces sur tourbière résiduelle. On peut donc conclure que ces deux espèces sont à prioriser lors de l'élaboration de plans de réaménagement, d'autant plus qu'elles sont les deux essences forestières principales retrouvées en tourbière naturelle.

Malgré un excellent taux de survie, le Pin gris a été peu performant, sans qu'aucune raison manifeste de cette piètre performance ne puisse être identifiée. Cette espèce n'est pas typique des tourbières, mais elle a la capacité de former naturellement des peuplements importants sous certaines conditions en tourbières perturbées (Pellerin et Lavoie 2003). Il serait intéressant de tester à nouveau le Pin gris en tourbière résiduelle mais il n'est pas recommandé pour l'instant de le planter à grande échelle. Son utilisation dans des plans de réaménagement visant un autre but que la production de matière ligneuse demeure toutefois potentiellement intéressante. Quant au Pin sylvestre, compte tenu des bons rendements

qu'il a présenté et avec une fertilisation mieux adaptée, sa plantation pourrait être une option intéressante sur tourbière résiduelle si l'objectif du réaménagement est la production forestière. Cette espèce n'est toutefois pas recommandée pour les plans de restauration, puisqu'elle n'est pas indigène au Canada.

Il est pour l'instant recommandé d'enfouir le fertilisant au moment de la plantation à raison d'au maximum la moitié de la dose recommandée pour la production d'arbres en plein champ (Hamel 1986). Des expériences de fertilisation plus pointues (doses plus faibles, analyses foliaires) devraient cependant être menées afin de déterminer la dose idéale de fertilisant à appliquer pour des plantations forestières en tourbières résiduelles canadiennes. De telles expériences permettraient entre autres de mettre en évidence si l'Épinette noire, qui n'a aucunement bénéficié de la fertilisation dans la présente étude, nécessite vraiment un apport de fertilisant.

Finalement, on peut conclure que, à l'instar de l'expérience européenne, la plantation forestière est une option de réaménagement intéressante sur tourbière résiduelle dans l'est du Canada lorsque l'on prend en charge la nutrition des arbres.

Chapitre 2 – Essai et fertilisation de l’Aronia noir en tourbière résiduelle

2.1 Résumé

L’Aronia noir (*Aronia melanocarpa* (Michx.) Elliott) a été cultivé en tourbière résiduelle avec comme objectif principal de déterminer si cet arbuste fruitier a la capacité d’atteindre un développement végétatif intéressant pour le réaménagement des tourbières. Le second objectif était de déterminer quelle serait la meilleure fertilisation à appliquer pour obtenir un développement végétatif optimal de l’aronia en tourbière résiduelle. L’expérience a eu lieu sur dans un secteur de tourbière récemment abandonnée après récolte de la tourbe à Saint-Bonaventure au Québec. Le taux de survie et la hauteur des plants en réponse à quatre doses de fertilisants ont été mesurés après une, trois et cinq saisons de croissance et la largeur de la couronne après trois saisons de croissance. L’aronia a montré un excellent taux de survie en général. Bien qu’accusant certains retards de développement par rapport à des plantations sur sol minéral, l’aronia noir a présenté un développement végétatif suffisant pour laisser croire qu’il est une bonne option pour le réaménagement des tourbières. Une fertilisation minimale est toutefois essentielle au succès de la plantation.

2.2 Abstract

The first objective of the experiment was to determine the potential of cultivation of black chokeberry (*Aronia melanocarpa* (Michx.) Elliott) for the reclamation of excavated peatlands. Secondly, we were expecting to determine the appropriate fertilizer rate for this type of plantation. The experiment was performed in a cut-away peatland, at Saint-Bonaventure, Quebec. Survival rates and height of bushes in response to four different fertilizer rates were measured after one, three and five growing seasons, and crown diameter was measured after three growing seasons. Black chokeberry shown an excellent survival rate. Despite a delay observed for growth variables when compared to mineral soil plantations, black chokeberry (fertilized at low rate) shown a sufficient vegetative development to promote its use in peatland reclamation projects.

2.3 Introduction

La production de petits fruits figure au nombre des options de réaménagement des tourbières résiduelles, à la suite de la récolte de la tourbe pour des fins horticoles. Cette option pourrait être intéressante économiquement pour les gestionnaires des tourbières, par exemple lorsque le propriétaire de la tourbière est un agriculteur. Dans un tel cas, certaines compagnies de tourbe sont particulièrement intéressées à connaître quelles sont les productions viables à implanter afin de mettre en valeur le site avant de le rendre à son propriétaire légal. Que l'on veuille en faire la production commerciale ou intégrer des espèces fruitières à un plan de restauration, on pense tout d'abord au bleuet et à la canneberge, car ce sont des espèces retrouvées en tourbières naturelles. Moins connu, l'Aronia noir (*Aronia melanocarpa* (Michx.) Elliott), un arbuste de taille moyenne de la famille des rosacées, et donne une production abondante de fruits noirâtres comestibles.

En plus du fait qu'il s'agit d'une espèce indigène aux tourbières nord-américaines, l'Aronia noir pourrait être intéressant à utiliser en tourbière résiduelle pour des raisons esthétiques; elle a un feuillage vert foncé luisant et, de par son port arbustif, elle occupe une surface appréciable dans le paysage. Par ailleurs, les fruits de l'aronia attirant les oiseaux, son utilisation en restauration pourrait favoriser le retour des oiseaux typiques de l'écosystème naturel (Calmé et al. 2002) sur les sites. Il existe quelques plantations d'aronia sur sol minéral au Québec (Richer et al. 1997; J. McIssac, communication personnelle, 2002; Rousseau et Bergeron 2003) et on lui reconnaît de faibles exigences culturales. Il nécessite notamment peu de travaux de taille et présente une faible occurrence de maladies et de dommages dus aux ravageurs (Richer et al. 1997; Pellerin, 1998). Ces exigences nutritionnelles sont cependant difficiles à connaître compte tenu du peu de documentation sur le sujet. Finalement, les propriétés nutritives de ses fruits valent la peine que l'on s'y attarde. Cette espèce est riche en composés phénoliques en général (Kähkönen et al. 1999) et, plus spécifiquement, en anthocyanes (Strigl et al. 1995 rapporté par Slimstad et al. 2005), dont les propriétés antimutagènes ont été mises en évidence par Gasiorowski et al. (1997). Certaines sources rapportent la présence de plantations commerciales ou

expérimentales d'aronia, particulièrement en Europe, et le gain de popularité de cette espèce dans l'industrie de la transformation alimentaire (par exemple Finn 1999; McKay 2001; King 2002). Effectivement, l'aronia entre dans la composition de nombreux produits tels des jus, des gelées, des boissons énergisantes ou alcoolisées, des sirops, des thés, des vinaigres fins et des colorants alimentaires, tant en Amérique du Nord qu'en Europe.

Il existe peu de documentation sur les plantations de petits fruits en tourbière résiduelle puisque celles-ci sont rares. En Europe, où de telles plantations existent depuis le milieu des années 1970 (Paal 1992), quelques écrits font états des résultats obtenus : essentiellement ceux de Paal (1992), Selin (1996), Kukkonen et al. (1999), Vestberg et al. (1999), Noormets et Karp (2001), Paal et Paal (2002), Kokko et al. (2004) et Noormets et al. (2004). Au Canada, il existe bien quelques essais de plantations de petits fruits sur tourbière résiduelle, mais, à notre connaissance, aucune publication n'existe à ce sujet.

L'objectif principal de ce chapitre était de déterminer si l'Aronia noir est une espèce qui présente un bon développement végétatif en tourbière résiduelle. Deuxièmement, nous voulions également en apprendre plus sur la fertilisation requise pour optimiser le développement (survie, hauteur et largeur des plants) de cette espèce.

2.4 Matériel et méthodes

2.4.1 Site expérimental et plantation

L'expérience a eu lieu dans une tourbière récemment abandonnée après la récolte industrielle de la tourbe à Saint-Bonaventure, au Québec (voir la description du site au Tableau 1 et section 1.4.1.1). Les plants d'aronia ont été mis en terre en mai et juin 2000, à tous les 1,5 m sur des rangs distants de 3 m (2 225 plants/ha). La plantation a été disposée sur trois anciennes planches d'exploitation d'au moins 50 cm d'épaisseur de tourbe résiduelle : une première de 12 m de largeur par 250 m de long, une seconde de 41 m par 265 m et une troisième de 33 m de largeur par 220 m (voir le schéma à la Figure 4).

2.4.2 Dispositif expérimental

L'effet de la dose de fertilisant a été testé selon un plan en blocs complets aléatoires comptant six blocs, soit deux blocs sur chaque planche d'exploitation. En raison de la largeur variable des planches, le nombre de plants à l'intérieur de chaque unité expérimentale variait de 76 à 294. Quatre doses ont été choisies en fonction des analyses de sols et des recommandations usuelles pour des arbustes à feuilles caduques cultivés en plein champ (Hamel 1986). La dose recommandée était de 275 g/plant, soit environ 610 kg/ha, pour le fertilisant utilisé (3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O) granulaire; mélange de nitrate d'ammonium, de superphosphate et de muriate de potassium). Les quatre traitements appliqués étaient : un témoin sans fertilisation, 137,5 g/plant, 275 g/plant et 550 g/plant, soit respectivement la moitié, une fois et deux fois la dose recommandée. Le fertilisant a été appliqué en surface après la plantation, de façon localisée autour des plants.

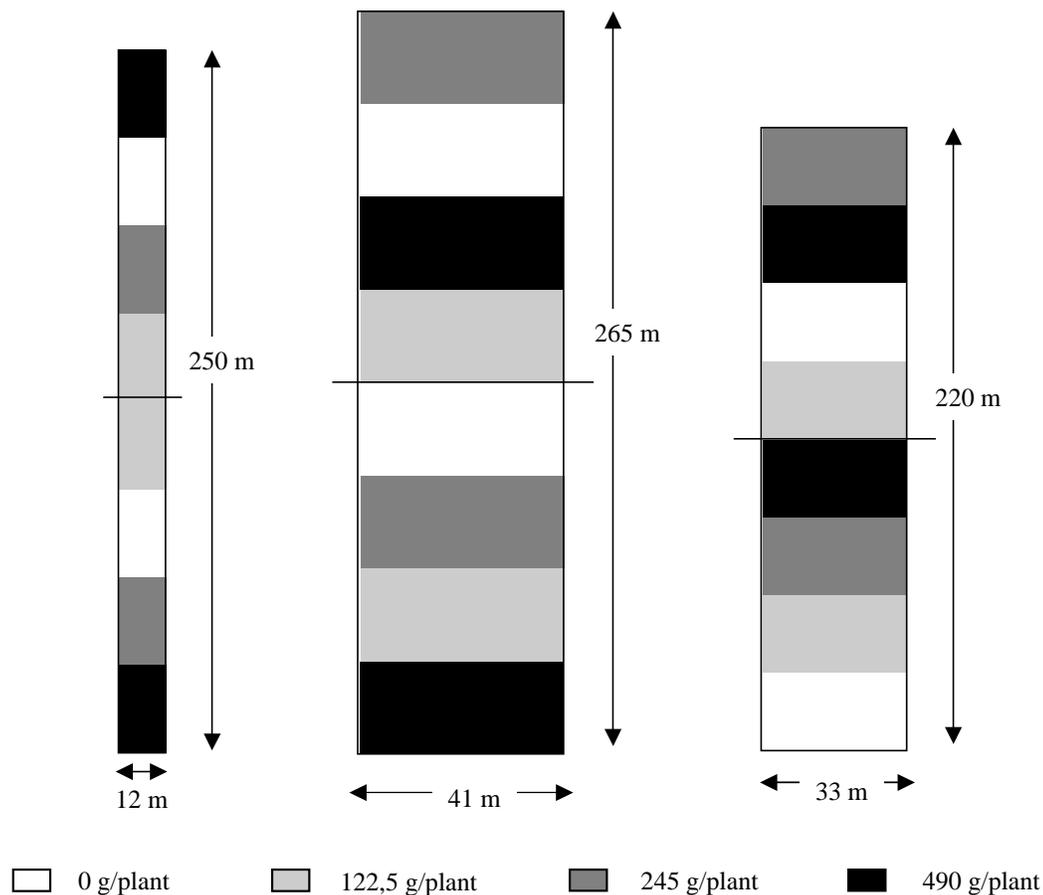


Figure 4. Dispositif expérimental de la plantation d’Aronia noir pour laquelle quatre traitements fertilisants (3,4-19-29,2) ont été testés selon six blocs complets aléatoires distribués sur trois planches résiduelles de la tourbière de Saint-Bonaventure au Québec. Schéma non à l’échelle.

2.4.3 Mesures et analyses

L’échantillonnage a eu lieu en octobre 2000, en août 2002 et en août 2004, soit après une, trois et cinq saisons de croissance. Le taux de survie a été mesuré sur le total de tous les plants initialement plantés, dans chacune des unités expérimentales. D’une campagne de

mesure à l'autre, l'échantillonnage pour les autres variables à l'étude a cependant varié. Pour chaque unité expérimentale, on a mesuré : la hauteur du plant, dans quatre sous-parcelles de quatre plants, en 2000; la hauteur du plant et la largeur de la couronne, dans trois sous-parcelles de trois plants, en 2002; et la hauteur du plant, dans deux sous-parcelles de huit plants, en 2004. Ainsi, entre 9 et 16 plants ont été mesurés dans chacune des 24 unités expérimentales. En respectant le port naturel de chaque plant, la hauteur a été mesurée du sol à la plus haute extrémité vivante et la largeur de la couronne a été mesurée selon deux perpendiculaires. La largeur utilisée pour l'analyse est une moyenne des deux largeurs mesurées, calculée individuellement pour chaque plant. Les variables utilisées (survie, hauteur et largeur des plants) pour décrire la performance des plants ont été choisies en fonction des valeurs comparatives disponibles dans la littérature.

Pour chacune des variables, une analyse de variance a été effectuée sur la valeur moyenne de chacune des unités expérimentales. Selon moi, l'utilisation des moyennes rend la comparaison d'unités de taille variable, ainsi l'utilisation de méthodes d'échantillonnage quelque peu différentes, correcte. Des contrastes polynomiaux a priori ont également été effectués afin de juger de l'effet de l'augmentation de la dose de fertilisant sur chacune des variables. La procédure GLM du logiciel SAS (SAS Statistical System software, version 8, SAS Institute Inc., Cary, NC) a été utilisée pour réaliser ces analyses statistiques, pour lesquelles le seuil de signification a été fixé à $P=0,05$. La normalité ainsi que l'homogénéité de la variance de l'erreur ont été vérifiées pour chacune des variables et aucune transformation n'a dû être appliquée.

2.5 Résultats et discussion

Les résultats obtenus une, trois et cinq saisons de croissance après l'application des traitements sont présentés au Tableau 4 et à la Figure 5.

Survie

On observe une tendance à la baisse du taux de survie avec une augmentation de la dose de fertilisant, qui n'est cependant significative que pour la troisième année de croissance. Après une saison de croissance, le taux de survie était en moyenne de 95 %. Après trois ans, il variait de 92 % pour les plants non fertilisés à 74 % pour les plants ayant reçu la dose de 550 g/plant. Une baisse du taux de survie en réponse à l'augmentation de la fertilisation a également été observée lors d'une expérience similaire sur des essences forestières (voir les sections 1.5.2 et 1.6.2), où elle a été attribuée aux trop fortes doses de fertilisant choisies. Après cinq saisons de croissance, le taux de survie moyen n'était que de 80 % et l'on voyait apparaître, de façon non significative toutefois, une plus grande mortalité chez les plants non fertilisés. Ceci est en accord avec la littérature sur les plantations en tourbières résiduelles où l'on reconnaît la nécessité de les fertiliser (Kaunisto 1979; Kaunisto 1982; Valk 1986; Kaunisto 1987; Kaunisto et Aro 1996; Pikk et Valk 1996; Aro et al. 1997; Aro et Kaunisto 1998*a*; 1998*b*; Aro 2000; Paal et Paal 2002; Aro et Kaunisto 2003; Noormets et al. 2004; Renou et Farrell 2005). De façon générale, les taux de survie observés sont bons, tel que cela est généralement observé pour l'Aronia noir au Québec. Effectivement, le réseau d'essais de plantes ligneuses ornementales du Québec (REPLOQ) a obtenu un taux de survie de presque 100 % pour ses essais d'Aronia noir (Richer et al. 1997).

Hauteur du plant et largeur de la couronne

Après une saison de croissance, on assiste déjà à une hausse significative de la hauteur des plants en fonction de l'augmentation de la dose. La hauteur était en effet de 34 cm pour la dose de 550 g/plant, comparativement à 17 cm pour le témoin. Ces hauteurs sont un peu faibles comparativement à celles des plants étudiés par le REPLOQ dans des localités

Tableau 4. Analyses de variance et contrastes polynomiaux entre les traitements fertilisants, effectués sur le taux de survie, la hauteur du plant et la largeur de la couronne de l'*Aronia melanocarpa*, en 2000, 2002 et 2004, soit une, trois et cinq saisons de croissance suivant la plantation dans la tourbière résiduelle de Saint-Bonaventure au Québec.

Sources de variation	2000			2002			2004		
	dl	<i>F</i>	<i>P</i>	dl	<i>F</i>	<i>P</i>	dl	<i>F</i>	<i>P</i>
Survie									
Bloc	5	1,25		5	1,01		5	0,29	
Dose	3	1,23	0,33	3	4,22	0,02	3	1,86	0,18
Linéaire	1	3,64	0,08	1	11,43	<0,01	1	0,52	0,48
Quadratique	1	0,01	0,93	1	1,22	0,29	1	3,89	0,07
Cubique	1	0,03	0,86	1	0,02	0,88	1	1,18	0,29
Erreur expérimentale	15			15			15		
Total	23			23			23		
Hauteur									
Bloc	5	13,91		5	3,56		5	1,03	
Dose	3	5,58	<0,01	3	24,95	<0,01	3	4,46	0,02
Linéaire	1	9,53	<0,01	1	28,63	<0,01	1	7,57	0,01
Quadratique	1	3,69	0,07	1	38,65	<0,01	1	5,45	0,03
Cubique	1	3,50	0,08	1	7,58	0,01	1	0,35	0,56
Erreur expérimentale	15			15			15		
Total	23			23			23		
Largeur de la couronne									
Bloc	-			5	3,55		-		
Dose	-			3	19,66	<0,01	-		
Linéaire	-			1	14,89	<0,01	-		
Quadratique	-			1	38,31	<0,01	-		
Cubique	-			1	5,77	0,03	-		
Erreur expérimentale	-			15			-		
Total	-			23			-		

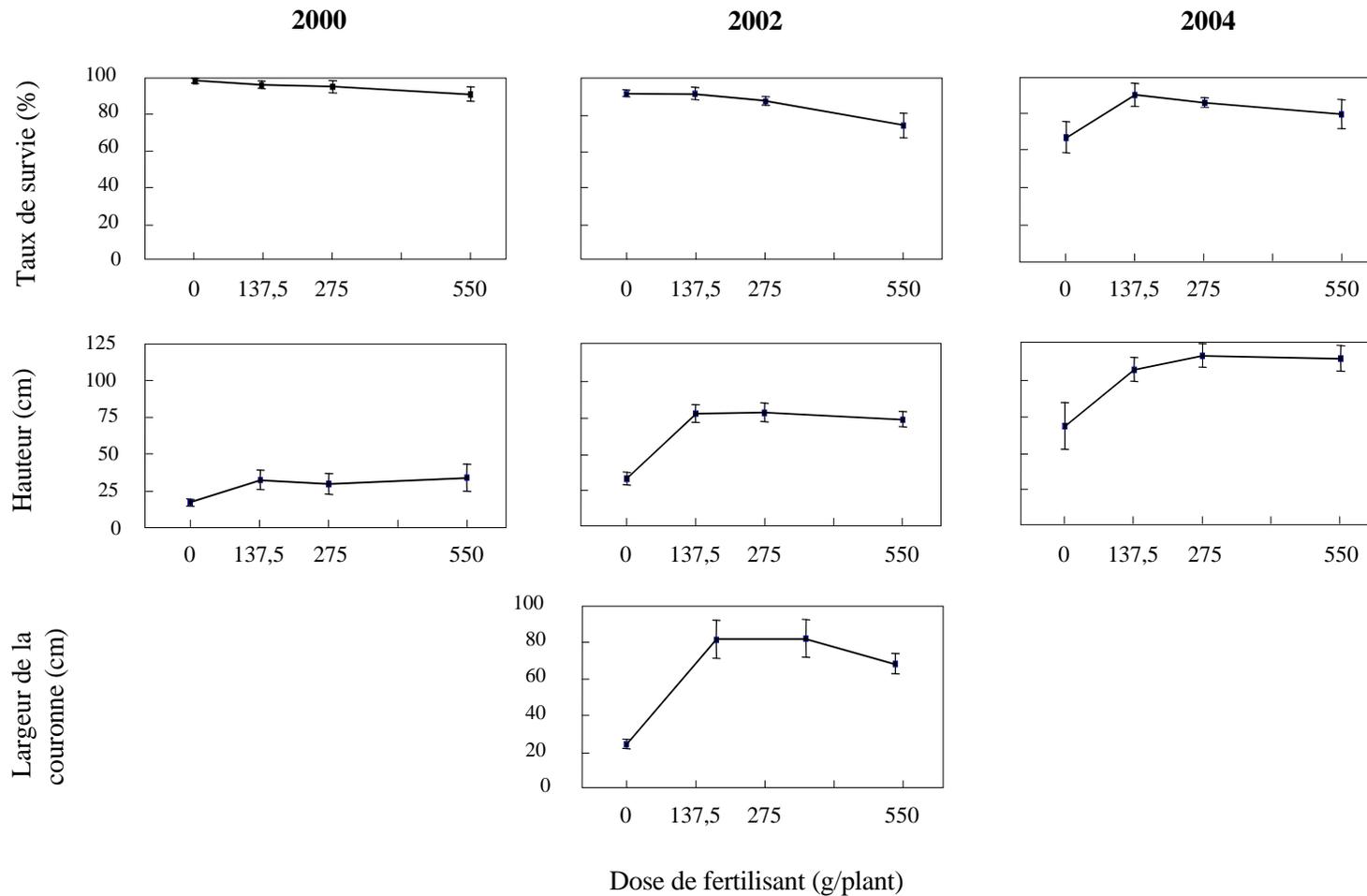


Figure 5. Taux de survie, hauteur du plant et largeur de la couronne de l'*Aronia melanocarpa* en fonction de la dose de 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O) appliquée à la plantation, de façon localisée, mesurées à Saint-Bonaventure (Québec) en 2000, 2002 et 2004, soit après une, trois et cinq saisons de croissance. Les barres d'erreur expriment l'erreur type.

comparables à celle de Saint-Bonaventure (L'Assomption et Sainte-Foy; Richer et al. 1997), où la majorité des plants mesuraient entre 26 et 50 cm de hauteur après une saison de croissance.

Après trois saisons de croissance, l'effet de l'augmentation de la dose sur la hauteur des plants d'aronia prend une forme quadratique. La hauteur passe de 33 cm, pour les plants non fertilisés, pour atteindre un plateau à 78 cm, dès que la moitié de la dose recommandée est appliquée. Comparativement aux plants mesurés par le REPLOQ, les plants de Saint-Bonaventure sont petits, puisque la majorité des plants du REPLOQ avaient atteint entre 101 et 150 cm de hauteur au même âge (Richer et al. 1997). En Suède, Jeppsson (2000), dans des essais de fertilisation de l'Aronia noir, n'a toutefois obtenu qu'une hauteur moyenne, tous traitements confondus (comprenant tous une certaine fertilisation), de 62 cm après trois années en terre. Les plants de Saint-Bonaventure ont donc bien performé comparativement à ceux de cette dernière étude, bien qu'il faille considérer que les expériences de Jeppsson ont eu lieu dans une région au climat moins clément. Quant à la largeur de la couronne, toujours à la fin de la troisième saison de croissance, la courbe réponse indique également, de façon significative, que la moitié de la dose recommandée est suffisante pour le développement des plants. La largeur de la couronne, qui est minimale pour le témoin (24 cm), atteint en effet un plateau (81 cm) dès la demi-dose. Les meilleurs résultats restent faibles comparativement à ceux du REPLOQ, où tous les plants avaient atteint une largeur comprise entre 76 et 175 cm après la troisième saison de croissance.

Après cinq ans, l'effet quadratique significatif de l'augmentation de la dose reste présent pour la hauteur des plants, qui varie de 69 cm pour le traitement témoin à 116 cm pour les plants ayant reçu la dose initialement recommandée (275 g/plant). L'augmentation de hauteur observée entre la demi et la dose recommandée est probablement trop faible, cependant, pour justifier l'augmentation de la fertilisation. Les hauteurs obtenues après cinq ans sont un peu faibles comparativement aux résultats obtenus par le REPLOQ après cinq saisons, où les plants atteignaient entre 101 et 200 cm (Richer et al. 1997). Comparativement aux résultats obtenus par Jeppsson (2000) après cinq ans, soit une

moyenne de 99 cm de hauteur, on peut toutefois dire que les plants de Saint-Bonaventure ont bien performés.

De façon globale, les plants de Saint-Bonaventure semblent donc évoluer comme les plants mis en terre par le REPLOQ, mais avec une année de retard. Une mise en terre trop tardive et/ou une période d'adaptation supplémentaire des plants en tourbière résiduelle, comparativement aux plants en sol minéral, pourraient figurer parmi les éléments explicatifs de ce retard. Ceci étant dit, le développement des plants d'aronia paraît progresser de belle façon dans le temps.

Les effets de la fertilisation sur l'établissement de l'*Aronia melanocarpa*

L'observation de la réponse de toutes les variables (survie, hauteur et largeur des plants) à l'augmentation de la fertilisation indique que la moitié de la dose de fertilisant initialement recommandée, soit 137,5 g/plant de 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O), serait suffisant pour assurer le bon développement de l'aronia. Cette dose apporte à chaque plant 4,7 g d'azote, 11,4 g de phosphore et 33,2 g de potassium au moment de la plantation. La comparaison entre ces quantités et les quantités appliquées dans d'autres plantations est difficile à faire en raison de la diversité des modes d'application utilisées. Ceci étant dit, la quantité d'éléments apportés semble du même ordre de grandeur que les doses annuellement appliquées pour le traitement comportant le plus faible apport d'éléments nutritifs dans l'étude suédoise (Jeppsson 2000), qui variaient de 18 à 25 kg/ha d'azote (6 à 10 g/plant), de 22 à 45 kg/ha de phosphore (7 à 15 g/plant) et de 50 à 150 kg/ha de potassium (17 à 52 g/plant). Dans cette dernière expérience, Jeppsson a observé un effet positif de l'augmentation de la dose de fertilisants sur la hauteur et le rendement en fruits de l'aronia. La demi-dose testée à Saint-Bonaventure est également du même ordre de grandeur que celle annuellement appliquée par l'IRDA (l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement), sauf pour le potassium où elle lui est supérieure. Les chercheurs de l'IRDA ont en effet fertilisé les plants d'aronia avec des doses variant entre 5 et 20 g/plant d'azote, entre 2 et 10 g/plant de phosphore et entre 4 et 20 g/plant de potassium, selon l'âge depuis la plantation (H. Rousseau, communication personnelle, 2002).

À la suite des résultats obtenus dans la présente expérience, nous recommandons donc de tester de façon plus pointue la dose optimale de fertilisant à appliquer pour assurer un développement normal de l'aronia, qui devrait se situer entre 0 et 137,5 g/plant de 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O). Une nouvelle expérience est d'ailleurs conduite à ce sujet sur le site de Saint-Bonaventure. Les résultats préliminaires de cette dernière expérience révèlent globalement qu'une dose de 131,2 g/plant de 1,7-9,4-14,4 (N-P₂O₅-K₂O; mélange d'urée, de roche phosphatée et de muriate de potassium; correspond à 2,3 g N, 5,4 g P et 15,6 g K par plant), soit le quart de la fertilisation recommandée en plein champ, serait suffisante pour la production de l'Aronia noir en tourbière résiduelle (Clément-Mathieu 2004).

2.6 Conclusion

En réponse à nos deux objectifs de départ : 1) Les résultats de la présente expérience ont permis de mettre en évidence l'intérêt que pourrait représenter, pour les gestionnaires des tourbières, l'intégration de l'Aronia noir à leurs plans de réaménagement de sites résiduels. Effectivement, on sait maintenant que, malgré un certain retard dans son développement, l'aronia a la capacité d'atteindre un volume végétatif (hauteur et largeur des plants) appréciable. Ceci en fait une espèce intéressante à utiliser dans des plans de restauration, simplement pour améliorer l'esthétique d'un site ou même comme brise-vent de petite taille. Il sera intéressant, dans le futur, de suivre les rendements en fruits que peut atteindre l'aronia afin d'en déterminer le potentiel pour la production commerciale. 2) Sa fertilisation s'est avérée nécessaire, en tourbière résiduelle, mais seulement à raison d'au plus la moitié de la dose recommandée pour la culture des arbustes à feuilles caduques en sol minéral. Les résultats de cette expérience ont jusqu'à maintenant servi à élaborer les traitements d'une expérience de fertilisation plus pointue et il sera intéressant dans le futur d'étudier son contenu foliaire afin de trouver les doses idéales pour de telles plantations.

Conclusion générale

Tel que l'expérience européenne l'a démontré, il est possible de faire pousser bien des espèces en tourbière résiduelle. Le présent projet visait tout d'abord à dresser un portrait de la situation dans l'est du Canada. Lorsque les mesures sur le terrain ont été effectuées en 2002, un seul de tous les sites en plantation connus à l'époque n'a pas été étudié. Il s'agit des plantations commerciales de sapin de Noël implantées avec succès depuis une vingtaine d'années en tourbière résiduelle par la compagnie de tourbe Mouska, de Saint-François-de-Kamouraska, dont le site a été visité mais n'était pas disponible pour la présente étude.

L'inventaire des plantations en tourbières résiduelles a démontré que l'Épinette noire et le Mélèze laricin y ont présenté de bons rendements. Ces deux espèces étant les plus abondantes de la strate arborescente en tourbière naturelle, ces résultats sont encourageants quant à l'intégration possible de semis forestiers dans les étapes de restauration d'un site tourbeux. Leurs bons rendements en font également des essences intéressantes pour tout type de projet de réaménagement visant la production de matière ligneuse.

Malgré sa sensibilité apparente aux fortes doses de fertilisation ayant causé une diminution de son taux de survie au site de Saint-Bonaventure, le Pin sylvestre a pour sa part présenté une bonne productivité chez les plants survivants. Ces bons rendements observés chez cette espèce de choix pour les plantations en tourbières résiduelles européennes nous suggéreraient donc de l'utiliser dans le cadre de projets de réaménagement visant la récolte future du peuplement, si une fertilisation mieux adaptée était trouvée dans le futur. Puisqu'il n'est pas indigène, il serait cependant peu approprié de planter le Pin sylvestre dans un contexte de restauration au Canada.

L'Érable rouge et le Pin gris ont présenté une productivité plus faible que ce qui est généralement rapporté dans la littérature. Présentant des taux de mortalité très faibles ou facilement explicables par des facteurs pouvant être corrigés, ces deux espèces présentent un excellent potentiel pour un usage dans le cadre de projets de restauration, ou pour tout autre projet ne visant pas l'atteinte d'un rendement élevé des plants. Il ne faut cependant pas

négliger la recherche et le suivi de ces deux espèces, pour lesquelles les plantations sont trop peu nombreuses et surtout trop jeunes pour conclure à un mauvais potentiel de croissance.

Seuls les Peupliers hybrides ont très mal performé en tourbière résiduelle. Il semble qu'ils nécessitent des conditions de sol (humidité et température du substrat élevées) que l'on ne retrouve pas dans un tel milieu, et c'est pourquoi leur plantation est déconseillée.

L'Aronia noir est la seule espèce d'arbuste fruitier qui a été considérée dans le cadre du présent projet. Cette espèce semble croître normalement et atteindre des dimensions appréciables en tourbière résiduelle, mais a démontré des retards de développement par rapport à des plantations similaires sur sol minéral. C'est pourquoi il est pour l'instant recommandé d'utiliser cette espèce dans des projets de restauration ou de réaménagement tel l'amélioration de l'esthétique d'un site. Cependant, il n'est pas exclu que le retard de développement soit éventuellement comblé et que, dans le futur, les plants en tourbières résiduelles produisent des rendements en fruits intéressants d'un point de vue commercial.

Les conclusions tirées de l'expérience de fertilisation sont similaires chez les essences forestières et chez l'aronia. La fertilisation s'est avérée nécessaire à l'obtention d'une hauteur et largeur appréciable des plants, tel que nous l'avions initialement supposé sur la base de l'information provenant de la littérature européenne concernant des plantations en tourbières résiduelles. De façon générale, la dose optimale semble relativement faible. Pour l'instant, il est recommandé d'utiliser au maximum la moitié de la dose recommandée pour des plantations d'arbres ou d'arbustes en plein champ. La dose optimale se situe probablement entre 0 et la plus faible dose testée ici, soit la demi-dose en question : 122,5 g/plant (ou 137,5 g/plant dans le cas de l'aronia) de 3,4-19-29,2 (N-P₂O₅-K₂O).

Cette étude a donc permis de mettre en évidence qu'il existe un véritable potentiel pour l'établissement de plantations forestières ou fruitières sur tourbières résiduelles dans l'est du Canada lorsque les besoins nutritifs des plants sont pris en charge. Les gestionnaires de tourbières seront donc maintenant mieux outillés lorsque viendra le temps de choisir des essences à planter à des fins de production forestière ou fruitière, d'esthétique, d'utilisation

comme brise-vent, de création d'habitat ou même de restauration de tourbière. Concernant ce dernier point, les connaissances acquises en matière de plantation sur tourbière résiduelle nous permettrons, par exemple, d'intégrer des essences forestières à des plans de restauration afin de reproduire les secteurs boisés des tourbières naturelles : îlots, laggs ou tourbières entières plus forestières. Ainsi utilisés en restauration, les arbres et arbustes augmenteraient la biodiversité végétale de même qu'animale, en agissant comme refuge favorisant le retour de la faune sur les sites restaurés.

Références citées

- Andriessse, J.P. 1998. Nature and management of tropical peat soils. FAO Soils Bulletin 59. FAO, Rome, Italie.
- Aro, L. 2000. Root penetration of Scots pine and silver birch on cut-away peatlands. *Dans* Pour une gestion harmonieuse des tourbières. Actes du 11^e Congrès international de la tourbe. Volume II. Québec, 6 au 12 août 2000. *Sous la direction de* L. Rochefort et J.-Y. Daigle. Canadian Society of Peat and Peatlands, Shippagan, NB et International Peat Society, Jyväskylä, Finlande.
- Aro, L. 2001. Afforestation of cutaway peatlands in Finland. *Dans* Re-use of peat production areas. Proceeding of the International seminar. Oulu, Finlande, 19 au 20 juin 2000. *Sous la direction de* P. Åman. EU's Northern Periphery Programme project, Copenhagen, Danemark.
- Aro, L., et Kaunisto, S. 1998a. Forestry use of peat cutaway areas in Finland. *Dans* The spirit of peatland – 30 years of the International Peat Society. Proceedings of the International Peat Symposium. Jyväskylä, Finlande, 7 au 9 septembre 1998. *Sous la direction de* R. Sopo. IPS, Jyväskylä, Finlande.
- Aro, L., et Kaunisto, S. 1998b. Nutrition and development of 7-17-year-old Scots pine and Silver birch plantations on cutaway peatlands. *Dans* Peatland restoration and reclamation. Proceedings of the 1998 International peat symposium. Duluth, Minnesota, 14 au 18 juillet 1998. *Sous la direction de* T. Malterer, K. Johnson et J. Stewart. International Peat Society, Jyväskylä, Finlande.
- Aro, L., et Kaunisto, S. 2003. Jatkolannoituksen ja kasvatustiheyden vaikutus nuorten mäntymetsiköiden ravinnetilaan sekä puuston ja juuriston kehitykseen paksuturpeisella suonpohjalla. Résumé : Effect of refertilisation and growing density on the nutrition, growth and root development of young Scots pine stands in a peat cutaway area with deep peat layers. *Suo*, **54**(2) : 49-68.
- Aro, L., Kaunisto, S., et Saarinen, M. 1997. Suopohjien metsitys. Hankeraportti 1986-1995. Résumé : Afforestation of peat cutaway areas – Project report in 1986-1995. The Finnish forest Institute, Research papers 634.
- Asplund, D. 1996. Energy use of peat. *Dans* Global peat resources. *Sous la direction de* E. Lappalainen. International Peat Society, Jyväskylä, Finlande. p. 319-325.
- Bauer, M.R., et Yavitt, J.B. 1996. Processes and mechanisms controlling consumption of CFC-11 and CFC-12 by peat from conifer-swamp and black spruce-tamarack bog in New York State. *Chemosphere*, **32**(4) : 759-768.
- Bérubé, M.-È., et Lavoie, C. 2000. The natural revegetation of a vacuum-mined peatland: eight years of monitoring. *Can. Field-Nat.* **114**(2) : 279-286.
- Burns, R.M., et Honkala, B.H. 1990. Silvics of North America: 1. Conifers; 2. Hardwoods. Agriculture Handbook 654. USDA, Forest Service, Washington D.C.
- Calmé, S., Desrochers, A., et Savard, J.-P.L. 2002. Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation*, **107** : 273-281.
- Campbell, D.R., Lavoie, C., et Rochefort, L. 2002. Wind erosion and surface stability in abandoned milled peatlands. *Can. J. Soil Sci.* **82** : 85-95.

- Campbell, D.R., Rochefort, L., et Lavoie, C. 2000. The colonisation potential of peatland plants recolonising post-vacuum-extracted bogs. *Dans* Pour une gestion harmonieuse des tourbières. Actes du 11^e Congrès international de la tourbe. Volume II. Québec, 6 au 12 août 2000. *Sous la direction de* L. Rochefort et J.-Y. Daigle. Canadian Society of Peat and Peatlands, Shippagan, NB et International Peat Society, Jyväskylä, Finlande.
- Christian, D.P. 1997. Wintertime use of hybrid poplar plantations by deer and medium-sized mammals in the Midwestern U.S. *Biomass Bioenergy*, **12**(1) : 35-40.
- Christian, D.P., Hoffman, W., Hanowski, J.M., Niemi, G.J., et Beyea, J. 1998. Bird and mammal diversity on woody biomass plantations in North America. *Biomass Bioenergy*, **14**(4) : 395-402.
- Cleary, B.D., Greaves, R.D., et Owston, P.W. 1978. Seedlings. *Dans* Regenerating Oregon's forests: a guide for the Regeneration forester. *Sous la direction de* B.D. Cleary, R.D. Greaves et R.K. Hermann. Oregon State University, Corvallis, Oregon. p. 63-97.
- Clément-Mathieu, G. 2004. Potentiel de production de trois espèces d'arbustes fruitiers sur tourbière résiduelle [Travail présenté dans le cadre du cours Projet de phytologie]. Québec : Université Laval. 45 p.
- Clymo, R.S. 1983. Peat. *Dans* Ecosystems of the world 4E. Mires : Swamp, Bog, Fen and Moor, General Studies. *Sous la direction de* A.J.P. Gore. Elsevier, Amsterdam. p. 159-224.
- Croft, M., Rochefort, L., et Beauchamp, C.J. 2001. Vacuum-extraction of peatlands disturbs bacterial population and microbial biomass carbon. *Appl. Soil Ecol.* **18**(1) : 1-12.
- Daigle, J.-Y., et Gautreau-Daigle, H. 2001. Canadian peat harvesting and the environment. Canadian Sphagnum Peat Moss Association, Environment Canada et North American Wetlands Conservation Council Committee. Issues Paper No. 2001-1.
- Environnement Canada. 2002. Normales climatiques au Canada 1971-2000. Service de l'environnement atmosphérique, Ottawa, Ontario.
- Finn, C. 1999. Temperate berry crop. *Dans* Perspectives on new crops and new uses. *Sous la direction de* J. Janick. ASHS Press, Alexandria, VA. p. 324-334.
- Fisk, M.C., Ruether, K.F., et Yavitt, J.B. 2003. Microbial activity and functional composition among northern peatland ecosystems. *Soil Biol. Biochem.* **35** : 591-602.
- Gasiorowski, K., Szyba, K., Brokos, B., Kolaczynska, B., Jankowiak-Włodarczyk, M., et Oszmianski, J. 1997. Antimutagenic activity of anthocyanins isolated from *Aronia melanocarpa* fruits. *Cancer Lett.* **119** : 37-46.
- Goulet, F. 1995. Frost heaving of forest tree seedlings: a review. *New For.*, **9** : 67-94.
- Grandtner, M.M., Blanchette, P.-Y., Coulombe, R., Tétrault, N., et Bernard, S. 1977. Végétation, sol et éoclimat actuel des tourbières de la région de Québec. *Géogr. Phys. Quat.* **31**(1-2) : 135-138.
- Groeneveld, E.V.G., et Rochefort, L. 2002. Nursing plants in peatland restoration: on their potential use to alleviate frost heaving problems. *Suo*, **53**(3-4) : 73-85.
- Groeneveld, E.V.G., et Rochefort, L. 2005. *Polytrichum strictum* as a solution to frost heaving in disturbed ecosystems: a case study with milled peatlands. *Restor. Ecol.* **13** : 74-82.

- Groupe de travail national sur les terres humides. 1988. Terres humides du Canada. Série de la classification écologique du territoire, no 24. Direction du Développement durable, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa, Ontario et Polyscience Publications Inc., Montréal, Québec.
- Hamel, J.-M. 1986. Pépinière : Choix du sol et du substrat de culture, fertilisation. Conseil des productions végétales du Québec, Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation, Gouvernement du Québec. AGDEX 270-500.
- Hemond, H.F. 1983. The nitrogen budget of Thoreau's bog. *Ecology*, **64**(1) : 99-109.
- Holland, E.A., Braswell, B.H., Sulzman, J., et Lamarque, J.-F. 2005. Nitrogen deposition onto the United States and Western Europe: synthesis of observations and models. *Ecol. Appl.* **15**(1) : 38-57.
- Huddle, J.A., et Pallardy, S.G. 1999. Effect of fire on survival and growth of *Acer rubrum* and *Quercus* seedlings. *For. Ecol. Manag.* **118** : 49-56.
- Jeppsson, N. 2000. The effects of fertilizer rate on vegetative growth, yield and fruit quality, with special respect to pigments, in black chokeberry (*Aronia melanocarpa*) cv. 'Viking'. *Sci. Hortic.* **83**(2) : 127-137.
- Jobidon, R., et Charette, L. 1997. Effets, après 10 ans, du dégagement manuel simple ou répété et de la période de coupe de la végétation de compétition sur la croissance de l'épinette noire en plantation. *Can. J. For. Res.* **27** : 1979-1991.
- Jones, S.M., et Farrell, E.P. 1997. Survey of plantation forests on Bord na Móna cutaway bogs. Forest Ecosystem Research Group, Department of Environmental Resource Management, University College Dublin. Forest Ecosystem research Group Report Number 20.
- Jones, S.M., et Farrell, E.P. 2000. Research program to develop a forest resource on industrial cutaway peatland in the Midlands. Forest Ecosystem Research Group, Department of Environmental Resource Management, University College Dublin. Forest Ecosystem research Group Report Number 52.
- Kähkönen, M.P., Hopia, A.I., Vuorela, H.J., Rauha, J.-P., Pihlaja, K., Kujala, T.S., et Heinonen, M. 1999. Antioxidant activity of plant extracts containing phenolic compounds. *J. Agric. Food Chem.* **47** : 3954-3962.
- Kaunisto, S. 1979. Alustavia tuloksia palaturpeen kuivatuskentän ja suonphojan metsityksestä. Résumé : Preliminary results on afforestation of sod peat drying fields and peat cut-over areas. *Folia For.* **404**: 1-14.
- Kaunisto, S. 1982. Afforestation of peat cut-away areas in Finland. *Dans Proceedings of the International symposium. Minsk, URSS, Septembre 1982. International Peat Society Commission IV and II, Jyväskylä, Finlande.*
- Kaunisto, S.E. 1985. Metsityskokeet Kihniön Aitonevalla. Résumé : Afforestation experiments at Aitoneva, Kihniö. Metsäntutkimuslaitos. Metsäntutkimuslaitoksen Tiedonantoja 177.
- Kaunisto, S. 1987. Lannoituksen ja muokkauksen vaikutus männyn ja rauduskoivun istutustaimien kasvuun suonpohjilla. Résumé : Effect of fertilization and soil preparation on the development of Scots pine and silver birch plantations on peat cutover areas. *Folia For.* **681** : 1-23.
- Kaunisto, S., et Aro, L. 1996. Forestry use of cut-away peatlands. *Dans Peatlands in Finland. Sous la direction de H. Vasander. Finnish Peatland Society, Helsinki, Finlande. p. 130-134.*

- Kaunisto, S., et Viinamäki, T. 1991. Lannoituksen ja leppäsekoituksen vaikutus mäntytaimikon kehitykseen ja suonpohjaturpeen ominaisuuksiin Aitonevalla. Résumé : Effect of fertilization and alder (*Alnus incana*) mixture on the development of young Scots pine (*Pinus sylvestris*) trees and the peat properties in a peat cutover area at Aitoneva, southern Finland. *Suo*, **42**(1) : 1-12.
- Kays, J.S. 2002. Results of hybrid poplar clone trial after two years at the ERCO tree farm in Prince George's County, Maryland. Maryland cooperative extension, University of Maryland. Extension research note RNS3 [en ligne]. Disponible à http://www.naturalresources.umd.edu/Pages/Clone_FS/Clone_FS.htm [cité le 19 juillet 2004].
- King, J. 2002. Aronia Berries – What's their potential? Aronia report 2001. Washington State University [en ligne]. Disponible à http://mtvernon.wsu.edu/frt_hort/aronia01.htm [cité le 23 février 2005].
- Kokko, H., Teittinen, H., et Kärenlampi, S. 2004. Revegetation of peatland for cloudberry cultivation. *Dans* Wise use of peatlands. Proceedings of the 12th International Peat Congress. Tampere, Finlande, 6 au 11 juin 2004. *Sous la direction de* J. Päivänen. International Peat Society, Jyväskylä, Finlande.
- Küßner, R., Reynolds, P.E., et Bell, F.W. 2000. Growth response of *Picea mariana* seedlings to competition for radiation. *Scand. J. For. Res.* **15** : 334-342.
- Kukkonen, S., Uosukainen, M., et Vestberg, M. 1999. Cultivation of strawberry on minned peat bogs. *Dans* International Peat Symposium Chemical, physical and biological processes in peat soils. Jokioinen, Finlande, 23 au 27 août 1999. *Sous la direction de* L. Halko et M. Myllys. International Peat Society / Commission III, Jyväskylä, Finlande, Agricultural Research Center of Finland, Jokioinen, Finlande et Finnish Peatland Society, Helsinki, Finlande.
- Lavoie, C., Grosvernier, P., Girard, M., et Marcoux, K. 2003. Spontaneous revegetation of mined peatlands: An useful restoration tool? *Wetl. Ecol. Manag.* **11** : 97-107.
- Lavoie, C., et Rochefort, L. 1996. The natural revegetation of a harvested peatland in southern Québec: A spatial and dendroecological analysis. *Écoscience*, **3**(1) : 101-111.
- Lavoie, C., et Saint-Louis, A. 1999. The spread of gray birch (*Betula populifolia*) in eastern Quebec: landscape and historical considerations. *Can. J. Bot.* **77** : 859-868.
- Lévesque, M. 1982. Un aperçu sur l'utilisation agricole des tourbières au Canada. *Dans* Un symposium sur la tourbe et les tourbières. Compe rendu du Symposium 82. Shippagan, Nouveau-Brunswick, 12 au 15 septembre 1982. *Sous la direction de* J.D. Sheppard, J. Musial et T.E. Tibbets. International Peat Society, Jyväskylä, Finlande. Comité canadien national – Société internationale de la tourbe, Halifax, Nouvelle-Écosse.
- McKay, S.A. 2001. Demand increasing for Aronia and Elderberry in North America. *New York Fruit Quarterly*, **9**(3) : 2-3.
- McNamara, J.P., Siegel, D.I., Glaser, P.H., et Beck, R.M. 1992. Hydrogeologic controls on peatland development in the Malloryville Wetland, New York (USA). *J. Hydrol.* **140** : 279-296.

- McNeil, P., Waddington, J.M., Lavoie, C., Price, J.S., et Rochefort, L. 2000. Contemporary and long-term peat oxidation rates in a post-vacuum harvested peatland. *Dans* Pour une gestion harmonieuse des tourbières. Actes du 11^e Congrès international de la tourbe. Volume II. Québec, 6 au 12 août 2000. *Sous la direction de* L. Rochefort et J.-Y. Daigle. Canadian Society of Peat and Peatlands, Shippagan, NB et International Peat Society, Jyväskylä, Finlande.
- Mikola, P. 1975. Afforestation of bogs after industrial exploitation of peat. *Silva Fennica*, **9**(2) : 101-115.
- Mohammed, G.H., Noland, T.L., et Wagner, R.G. 1998. Physiological perturbation in jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) in the presence of competing herbaceous vegetation. *For. Ecol. Manag.* **103** : 77-85.
- Moser, B.W. 2000. A comparison of physical, chemical and genetic controls to reduce deer browse damage to hybrid poplar seedlings. *Dans* Proceedings of the 19th Vertebrate Pest Conference. San Diego, 6 au 9 mars 2000. *Sous la direction de* T.P. Salmon et A.C. Crabb. University of California, Davis, CA.
- Ministère des Ressources naturelles, 2000. Pour une flexibilité accrue, le plant résineux cultivé en récipient. Direction de la production des semences et des plants, Ministère des ressources naturelles du Québec, Gouvernement du Québec, Québec.
- Muller, S.D. 2002. Influence de la végétation sur l'accumulation de la tourbe au Québec méridional. *C. R. Biologies*, **325** : 629-640.
- Netzer, D.A. 1984. Hybrid poplar plantations outgrow deer browsing effects. USDA Forest service Research Note NC-325.
- Noormets, M., et Karp, K. 2001. Väetamise mõjust ahtalehise mustika (*Vaccinium angustifolium* Ait.) taimede kasvule noores ja viljakandvas istanduses freesturba väljal. Résumé : The influence of fertilization to vegetative growth of the lowbush blueberry (*Vaccinium angustifolium* Ait.) in a young and cropping plantation in peat bog. *Transactions of Estonian Agricultural University*, **212** : 149-154.
- Noormets, M., Köster, T., Karp, K., Paal, T., et Tõnutare, T. 2004. The recultivation of opencast peatland in Estonia. *Dans* Wise use of peatlands. Proceedings of the 12th International Peat Congress. Tampere, Finlande, 6 au 11 juin 2004. *Sous la direction de* J. Päivänen. International Peat Society, Jyväskylä, Finlande.
- Paal, T. 1992. On cultivating European cranberry in Estonia. *Journal of Small Fruit & Viticulture*, **1**(1) : 59-61.
- Paal, T., et Paal, J. 2002. Rehabilitaiton of milled peat areas by cranberry (*Oxycoccus palustris* L.) plantations. *Dans* Peat in Horticulture - Quality and Environmental challenges. Proceedings of the International Peat Symposium. Pärnu, Estonie, 3 au 6 septembre 2002. *Sous la direction de* G. Schmilewski et L. Rochefort. International Peat Society, Jyväskylä, Finlande.
- Parent, L.-É. 2001. Classification, pédogenèse et dégradation des sols organiques. *Dans* Écologie des tourbières du Québec-Labrador. *Sous la direction de* S. Payette et L. Rochefort. Les presses de l'Université Laval, Québec. p. 241-255.
- Parkin, L., Stoneman, R.E., et Ingram, H.A.P. 1997. Conserving Peatlands. CAB International, Wallingford, Royaume-Uni.
- Pellerin, G. 1998. Répertoire des arbres et arbustes ornementaux. Hydro-Québec, Montréal.
- Pellerin, S., et Lavoie, C. 2003. Recent expansion of jack pine in peatlands of southeastern Québec: A paleoecological study. *Écoscience*, **10**(2) : 247-257.

- Pikk, J., et Valk, U. 1996. Results of afforestation experiments of cut-over peatlands in Estonia. *Dans* Proceedings of the 10th International peat congress. Volume 2. Bremen, Allemagne, 27 mai au 2 juin 1998. *Sous la direction de* W. Lüttig. International Peat Society, Stuttgart, Allemagne.
- Poulin, M., Rochefort, L., Quinty, F., et Lavoie, C. 2005. Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Can. J. Bot.* **83** : 539-557.
- Prévost, M., et Dumais, D. 2003. Croissance et statut nutritif de marcottes, de semis naturels et de plants d'épinette noire à la suite du scarifiage : résultats de 10 ans. *Can. J. For. Res.* **33** : 2097-2107.
- Prévost, M., Plamondon, A., et Roy, V. 2001. La production forestière. *Dans* Écologie des tourbières du Québec-Labrador. *Sous la direction de* S. Payette et L. Rochefort. Les presses de l'Université Laval, Québec. p. 423-447.
- Price, J.S., Heathwaite, A.L., et Baird, A.J. 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetl. Ecol. Manag.* **11** : 65-83.
- Quinty, F., et Rochefort, L. 1997. Plant reintroduction on a harvested peat bog. *Dans* Northern Forested Wetlands: Ecology and Management. *Sous la direction de* C. Trettin, M.F. Jurgensen, D.F. Grigal, M.R. Gale et J.K. Jeglum. CRC Lewis Publishers, Boca Raton, Floride. p. 133-145.
- Quinty, F., et Rochefort, L. 2000. Bare peat substrate instability in peatland restoration: problems and solutions. *Dans* Pour une gestion harmonieuse des tourbières. Actes du 11^e Congrès international de la tourbe. Volume II. Québec, 6 au 12 août 2000. *Sous la direction de* L. Rochefort et J.-Y. Daigle. Canadian Society of Peat and Peatlands, Shippagan, NB et International Peat Society, Jyväskylä, Finlande.
- Renou, F., et Farrell, E.P. 2005. Reclaiming peatlands for forestry: the Irish experience. *Dans* Restoration of boreal and temperate forests. *Sous la direction de* J.A. Stanturf et P. Madsen. CRC Press, Boca Raton, FL. p. 541-557.
- Renou, F., Jones, S., et Farrell, E.P. 2000. Leaching of phosphorus fertiliser applied on cutaway peatland forests recently established in central Ireland. *Dans* Pour une gestion harmonieuse des tourbières. Actes du 11^e Congrès international de la tourbe. Volume II. Québec, 6 au 12 août 2000. *Sous la direction de* L. Rochefort et J.-Y. Daigle. Canadian Society of Peat and Peatlands, Shippagan, NB et International Peat Society, Jyväskylä, Finlande.
- Richer, C., Rioux, J.-A., et Côté, J. 1997. *Aronia melanocarpa* (Michx.) Elliott. *Dans* Rusticité et croissance de plantes ligneuses ornementales au Québec. Tome II. Résultats et recommandations du REPLOQ. Conseil des productions végétales du Québec Inc. p. 32-36.
- Richer-Leclerc, C., Rioux, J.-A., et Côté, J. 1995. *Acer rubrum* L. *Dans* Rusticité et croissance de plantes ligneuses ornementales au Québec Résultats et recommandations du REPLOQ. Conseil des productions végétales du Québec Inc. p. 11-15.
- Rochefort, L. 2000. *Sphagnum* - A keystone in habitat restoration. *Bryologist*, **103** : 503-508.
- Rochefort, L. 2001. Restauration écologique. *Dans* Écologie des tourbières du Québec-Labrador. *Sous la direction de* S. Payette et L. Rochefort. Les presses de l'Université Laval, Québec. p. 449-504.

- Rochefort, L., Quinty, F., Campeau, S., Johnson, K., et Malterer, T. 2003. North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. *Wetl. Ecol. Manag.* **11** : 3-20.
- Rousseau, H., et Bergeron, D. 2003 Native plant development program. *Acta Hort.* **626** : 383-388
- Salonen, V. 1987. Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting. *Holarct. Ecol.* **10** : 171-174.
- Salonen, V., et Settälä, H. 1992. Plant colonization of bare peat surface - relative importance of seed availability and soil. *Ecography*, **15** : 199-204.
- Selin, P. 1996. Many uses for peatland cut-away areas. *Dans Peatlands in Finland. Sous la direction de H. Vasander.* Finnish Peatland Society, Helsinki, Finlande. p. 128-129.
- Slimestad, R., Torskangerpoll, K., Nateland, H.S., Johannessen, T., et Giske, N.H. 2005. Flavonoids from black chokeberries, *Aronia melanocarpa*. *J. Food Compos. Anal.* **18** : 61-68.
- Thiffault, N., Roy, V., Prigent, G., Cyr, G., Jobidon, R., et Ménétrier, J. 2003. La sylviculture des plantations résineuses au Québec. *Nat. Can.* **127** : 63-80.
- Thiffault, N., Cyr, G., Prigent, G., Jobidon, R., et Charette, L. 2004. Régénération artificielle des pessières noires à éricacées : effets, après 10 ans, du scarifiage, de la fertilisation et du type de plant. *For. Chron.* **80** : 141-149.
- Tillman-Sutela, E., Pasanen, J., et Karhu, J. 2004. Fertilization improves the establishment of birch seedlings on the cutover peatland. *Dans Wise use of peatlands. Proceedings of the 12th International Peat Congress.* Tampere, Finlande, 6 au 11 juin 2004. *Sous la direction de J. Päivänen.* International Peat Society, Jyväskylä, Finlande.
- Trottier, F.M. 1998. Performance des plantations établies par le ministère des ressources naturelles, dans les forêts publiques du Québec, de 1986 à 1995. *Forêt Québec*, Ministère des Ressources naturelles, Gouvernement du Québec. Publication n° RN98-3085.
- Valk, U. 1986. Estonian cut-over peatlands and their use in forestry. *Dans Socio-economic impacts of the utilization of peatlands in industry and forestry. Proceedings of the International Peat Society symposium.* Oulu, Finlande, 9 au 13 juin 1986. IPS, Jyväskylä, Finlande.
- Vestberg, M., Uosukainen, M., Kukkonen, S., Rökköläinen, M., Rahtola, M., et Simojoki, P. 1999. Cultivation of horticultural crops on mined peat bogs. *Dans International Peat Symposium Chemical, physical and biological processes in peat soils.* Jokioinen, Finlande, 23 au 27 août 1999. *Sous la direction de L. Halko et M. Myllys.* International Peat Society / Commission III, Jyväskylä, Finlande, Agricultural Research Center of Finland, Jokioinen, Finlande et Finnish Peatland Society, Helsinki, Finlande.
- Walters, R.S., et Yawney, H.W. 1990. Red maple. *Dans Silvics of North America. Volume 2: Hardwoods. Agriculture Handbook 654. Sous la direction de R.M. Burns et B.H. Honkala.* Forest service, USDA, Washington, DC. p. 60-69.
- Wang, G.G., Su, J., et Wang, J.R. 2000. Height growth of planted black spruce seedlings in response to interspecific vegetation competition: a comparison of four competition measures at two measuring positions. *Can. J. For. Res.* **30** : 573-579.

- Wind-Mulder, H.L., Rochefort, L., et Vitt, D.H. 1996. Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. *Ecol. Engin.* **7** : 161-181.
- Wind-Mulder, H.L., et Vitt, D.H. 2000. Comparisons of water and peat chemistries of a post-harvested and undisturbed peatland with relevance to restoration. *Wetlands*, **20**(4) : 616-628.