

AMÉLIE D'ASTOUS

**APPROCHES PAR COMMUNAUTÉS ET PAR
TRAITS POUR L'ÉVALUATION DU SUCCÈS DE
RESTAURATION D'UNE TOURBIÈRE**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures et postdoctorales 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.)

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

2012

Résumé

Cette étude porte sur l'évaluation à long terme de la végétation de la tourbière de Bois-des-Bel, restaurée par la technique de « transfert du tapis muscinal ». L'approche par communautés a montré que l'écosystème de référence, la zone non restaurée et la zone restaurée depuis neuf ans étaient différents quant à la structure et à la composition végétale. La zone restaurée avait une abondance élevée 1) de sphaignes, ce qui la différenciait de la zone non restaurée, et 2) d'herbacées, ce qui la différenciait de l'écosystème de référence. Les traits des herbacées trouvés dix ans après la restauration, bien que différents et plus uniformes que ceux de l'écosystème de référence, montraient une tendance à se rapprocher de ce dernier. Après 10 ans, les canaux possédaient une diversité fonctionnelle de traits d'herbacées plus élevée que les planches. La création de mares de différentes profondeurs pourrait augmenter la diversité du site restauré.

Abstract

This study is about the long term evaluation of the vegetation of Bois-des-Bel peatland, restored by the “moss layer transfer” technique. The communities approach showed different vegetation structure and composition for the reference ecosystem, the non-restored section and the nine years old restored section. However, the restored section had higher abundances of 1) *Sphagnum* mosses which increased its dissimilarity from the non-restored section and of 2) herbaceous species which increased the difference with the reference ecosystem. Traits of herbaceous species found ten years after restoration were different and more uniform than those found in the reference ecosystem, but they seemed to converge toward the latter. For herbaceous species, the former ditches of the restored section had higher traits functional diversity than peat fields ten years after restoration. Thus, the creation of shallow or deep ponds could increase diversity of the restored site.

Avant-propos

Les chapitres 1 et 4 constituent respectivement l'introduction et la conclusion de ce mémoire. Je suis l'auteure principale de ces chapitres qui ont été révisés par Monique Poulin (directrice) et Line Rochefort (co-directrice). Une section du chapitre 2 sera utilisée dans un article pour lequel je serai co-auteure et qui est en préparation. Pour ce chapitre, j'ai récolté les données sur le terrain, j'ai effectué les analyses statistiques et j'ai rédigé le manuscrit. Par conséquent, je suis l'auteure principale de ce chapitre. Le protocole d'échantillonnage utilisé a été adapté de celui établi par le Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET). Les analyses multivariées ont été, en partie, réalisées pendant le cours de Pierre Legendre. Monique Poulin et Line Rochefort ont développé le dispositif expérimental et le protocole de suivi à long terme, ont participé à l'interprétation des résultats ainsi qu'à la révision du manuscrit. Les auteures de ce chapitre sont donc :

D'Astous, A., M. Poulin et L. Rochefort. « Retour de la structure et de la composition végétale dans une tourbière neuf ans après restauration. »

Le chapitre 3 a été rédigé sous forme d'article et j'en suis l'auteure principale. Ce chapitre a été rédigé en anglais et a été soumis, en partie, à une édition spéciale portant sur les plantes des milieux humides construits, restaurés et créés de la revue *Ecological Engineering*. Pour cet article, j'ai récolté les données prises en 2010 et utilisé la base de données d'abondance d'espèces construite par le Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET) depuis 1999. En collaboration avec Isabelle Aubin, j'ai créé la base de données des traits et j'ai effectué les analyses statistiques. Les trois co-auteurs ont contribué à la révision du manuscrit.

D'Astous, A., M. Poulin, I. Aubin, and L. Rochefort. "Using functional diversity as an indicator of restoration success of a cut-over bog."

Tout au long de ce mémoire, les références sont présentées des plus récentes au plus anciennes afin d'assurer une uniformité avec le format demandé par le journal *Ecological Engineering* (chapitre 3). J'ai reçu une aide financière des organismes suivants : le Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies (FQRNT), l'Institut Hydro-Québec en environnement, développement et société (Institut EDS), le Centre de la science de la biodiversité du Québec (CSBQ) et le Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET). Ce dernier a aussi apporté un soutien logistique inestimable.

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier Monique Poulin qui m'a supervisée, m'a donné beaucoup de rétroactions et s'est toujours soucieuse d'encourager ma progression, ainsi que Line Rochefort, qui, avec son énergie bouillonnante et ses nombreux contacts, m'a permis d'explorer divers aspects de la recherche universitaire, Sandrine Hogue-Hugron, pour ses conseils sur les analyses multivariées et ses révisions de mes manuscrits, Josée Landry, pour son aide à mes débuts de terrain, Claire Boismenu, pour avoir rendu l'organisation logistique si plaisante, Marie-Claire Leblanc, pour son aide sur le terrain en 2010, Gilles Ayotte, pour son aide sur les identifications, et finalement Stéphanie Boudreau, pour ses conseils sur les dispositifs expérimentaux. Un remerciement spécial à Isabelle Aubin du ministère des Ressources naturelles du Canada pour m'avoir accueilli pour un stage sur les analyses utilisées dans l'approche par traits et pour ses nombreux conseils sur ce manuscrit.

Un merci particulier à tous mes collègues étudiants du GRET avec qui une amitié s'est créée au cours de discussions écologiques enflammées, de résolutions de problèmes statistiques variés et de repas partagés inoubliables : Geneviève Courchesne, Marie-Ève Gauthier, Catherine Emond, Steve Henstra, Olivier Marcoux, Flor Salvador, Virginie Laberge, Marianne Bachand, Rémy Pouliot, Guillaume Thérout-Rancourt, Étienne Paradis, Laurence Simard. Merci à tous, je suis heureuse d'avoir effectué cette maîtrise ne serait-ce que pour vous avoir rencontrés et j'espère pouvoir travailler avec vous dans l'avenir. Merci également à Andrée-Anne Murray pour son aide précieuse en rédaction.

Finalement, une salutation plus que chaleureuse à tous les membres de ma famille qui m'ont appuyée et ont tant apporté à la personne que je suis devenue : mes sœurs Karine, Hélène et Mireille, ma mère Cécile, mon père Alain, ma nièce Isabelle et mes beaux-frères Stephan et Dominique. Une salutation aussi à mes ami(e)s qui sont tous uniques et précieux pour moi et qui acceptent toutes mes singularités. Un remerciement spécial à Daniel, simplement d'être. Merci de porter de l'intérêt à ma passion, de m'écouter et de me rappeler continuellement les bonheurs de la vie! Bonne lecture à tous, j'espère que ce manuscrit vous permettra d'avancer vers un monde plus durable où l'écologie jouera un rôle central!

*À ma famille et mes ami(e)s, pour leur amour
et leur soutien*

Table des matières

Résumé.....	i
Abstract.....	ii
Avant-propos.....	iii
Remerciements.....	iv
Table des matières.....	vi
Liste des tableaux.....	viii
Liste des figures.....	ix
1 Introduction générale.....	1
1.1 Les services écologiques et la biodiversité.....	1
1.2 La perte de la biodiversité.....	1
1.3 L'évaluation des bénéfices de la restauration écologique.....	2
1.4 L'écosystème de référence.....	2
1.5 Les tourbières.....	3
1.6 L'exploitation des tourbières.....	4
1.7 Technique de restauration par transfert du tapis muscinal.....	5
1.8 La tourbière de Bois-des-Bel.....	5
1.9 Évaluation de la restauration de Bois-des-Bel (1999-2008).....	8
1.10 Approche par communautés.....	8
1.11 Approche par traits.....	9
1.12 Objectifs du mémoire.....	12
1.13 Références.....	14
2 Retour de la structure et de la composition végétale dans une tourbière neuf ans après restauration.....	20
2.1 Introduction.....	20
2.2 Méthodes.....	22
2.3 Résultats.....	27
2.3.1 Structure végétale des zones restaurée, non restaurée et naturelle de Bois-des-Bel.....	27
2.3.2 Composition en espèces des zones restaurée, non restaurée et naturelle de Bois-des-Bel.....	32
2.3.3 Composition en espèces de la zone restaurée depuis neuf ans par rapport à la tourbière d'emprunt.....	34
2.4 Discussion.....	35
2.4.1 Structure végétale des zones restaurée, non restaurée et naturelle de Bois-des-Bel.....	36
2.4.2 Composition en espèces des zones restaurée, non restaurée et naturelle de Bois-des-Bel.....	37
2.5 Conclusion.....	41
2.6 Références.....	42
2.7 Annexe I.....	47
2.8 Annexe II.....	49
2.9 Annexe III.....	51
3 Using functional diversity as an indicator of restoration success of a cut-over bog.....	52
3.1 Résumé.....	52
3.2 Abstract.....	52

3.3	Introduction.....	53
3.4	Methods	58
3.4.1	Steps of the moss layer transfer technique.....	59
3.4.2	Data collection	59
3.4.3	Species ecological traits.....	60
3.4.4	Analyses.....	60
3.5	Results.....	61
3.5.1	Evaluation of restoration at trait level.....	61
3.5.2	Response of species and functional diversity to restoration	65
3.5.3	Trait diversity found within the different stand stages and in the reference ecosystem	66
3.5.4	Response of species illustrating specific set of traits.....	66
3.6	Discussion.....	67
3.6.1	Is the herbaceous community of the restored peatland converging toward the reference ecosystem?	67
3.6.2	Patterns of species, functional and trait diversity	69
3.6.3	Recommendations for ombrotrophic peatland restoration.....	70
3.7	Acknowledgement	71
3.8	References.....	71
3.9	Appendix I	77
4	Conclusion générale.....	79
4.1	Apport de la recherche	84
4.2	Limites des méthodes.....	85
4.3	Voies futures	85
4.4	Références.....	87

Liste des tableaux

Tableau 2.1 Hauteur des éricacées et des herbacées mesurée dans les zones restaurée, non restaurée et naturelle (écosystème de référence).	32
Tableau 2.2 Liste de toutes les espèces trouvées dans les zones restaurée, non restaurée et naturelle (écosystème de référence) ainsi que la tourbière de Saint-Antonin (tourbière d'emprunt).	47
Tableau 2.3 Moyenne de recouvrement au sol pour toutes les parcelles au sein de les zones restaurée, non restaurée et naturelle (écosystème de référence) ainsi que de la tourbière de Saint-Antonin (tourbière d'emprunt).	49
Tableau 2.4 Analyse du niveau de signification de chacune des analyses de redondances pour 1) l'ensemble du modèle, 2) les axes d'ordination contraints et 3) chacune des variables contraignantes (types de sites).	51
Table 3.1 Plant traits description and literature review of traits either rare or abundant in the reference ecosystem (undisturbed peatlands) and in cut-over bogs (previously exploited by vacuum suction).....	56
Table 3.2 Results of the fourth corner analysis for a) peat fields and b) ditches prior to and up to ten years after restoration and in the reference ecosystem.	64
Table 3.3 List of all the herbaceous plants found for both peat fields and ditches in the different stand stages (prior to and up to ten years after restoration) and in the reference ecosystem.	77

Liste des figures

Figure 1.1 Photographies de quelques étapes de la restauration par transfert du tapis muscinal : a) emprunt du matériel végétal d'une tourbière naturelle, b) dispersion mécanique des fragments de végétation sur le site à restaurer avec un rotoculteur, c) ajout de paille sur le site à restaurer et d) blocage des canaux de drainage du site à restaurer.	6
Figure 1.2 Emplacement géographique du site d'étude de la tourbière de Bois-des-Bel où la technique de restauration par transfert du tapis muscinal a été appliquée en 1999-2000.	7
Figure 1.3 Description du dispositif expérimental trouvée dans la tourbière de Bois-des-Bel.	7
Figure 1.4 Photographies des zones de la tourbière de Bois-des-Bel : a) non restaurée, b) restaurée par la technique de transfert de tapis muscinal après trois ans et c) neuf ans ainsi que d) d'un des sites composant l'écosystème de référence, la zone naturelle de la tourbière de Bois-des-Bel.	14
Figure 2.1 Emplacement des parcelles de la tourbière de Bois-des-Bel dont la végétation a été échantillonnée dans les zones restaurée et non restaurée.	23
Figure 2.2 Exemple d'une parcelle de 3 x 8 m et de ses six unités circulaires systématiquement distribuées de 0,385 m ² utilisées pour l'évaluation de diverses mesures sur la végétation.	25
Figure 2.3 Analyse de redondance a) des strates végétales et de la composition en espèces b) des bryophytes (sphaignes, mousses et hépatiques), c) des herbacées et d) des arbres/arbustes et éricacées de la tourbière de Bois-des-Bel dans les zones restaurée, non restaurée et naturelle (écosystème de référence).	31
Figure 2.4 Analyse de redondance de la composition en espèces de la zone restaurée de la tourbière Bois-des-Bel et de la tourbière de Saint-Antonin.	35
Figure 3.1 Principal Component Analysis diagram (axis 1 and 2) of the community weight mean matrix of the traits of the herbaceous community for a) peat fields and b) ditches as well as reference ecosystem.	63
Figure 3.2 Species diversity (H') and functional diversity ($FDis$) of the herbaceous community in peat fields and ditches prior to and up to ten years after restoration.	65
Figure 3.3 Patterns of three selected herbaceous species a) <i>Typha latifolia</i> , b) <i>Eriophorum vaginatum</i> and c) <i>Rubus chamaemorus</i> in the different stand stages for peat fields and ditches as well as in the reference ecosystem.	67

1 Introduction générale

1.1 Les services écologiques et la biodiversité

Les écosystèmes rendent plusieurs services bénéfiques aux humains tels que le recyclage de nutriments, l'emmagasinement de carbone, la régulation des inondations et un support pour la biodiversité (Kimmel et Mander 2010). La biodiversité, qui est un sujet d'actualité important, est définie comme la « variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie : cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (Nations Unies 1993). La biodiversité a des effets positifs au niveau de l'écosystème (Schmid *et al.* 2009) et au sein du même groupe trophique (Cardinale *et al.* 2006). Ainsi, la biodiversité a plusieurs fois été associée à diverses fonctions écosystémiques (rétention des nutriments, productivité, etc.; Hooper *et al.* 2005; Loreau *et al.* 2003). Par exemple, une biodiversité accrue peut assurer une plus grande stabilité des services écosystémiques rendus sur une longue période de temps (Hooper *et al.* 2005; Loreau *et al.* 2001). De plus, la biodiversité a une valeur économique importante (Pearce et Moran 1994). Par exemple, au Canada, l'écosystème des tourbières procure une ressource naturelle utile à l'homme : la tourbe. Néanmoins, l'exploitation de cette ressource a des conséquences à ne pas négliger sur la biodiversité.

1.2 La perte de la biodiversité

La perte d'habitats, qui peut être causée par les phénomènes d'exploitation, de fragmentation et de réchauffement climatique, est la principale cause de la diminution drastique de la biodiversité mondiale (Pimm *et al.* 1995). En effet, le rythme actuel d'extinction d'espèces rend la crise contemporaine de perte de biodiversité comparable et même supérieure à celles observées lors des périodes d'extinction de masse du Permien et du Crétacé (Sepkoski 1997). Face à cette situation critique, des traités internationaux pour la protection de la biodiversité ont été mis en place, le principal étant celui de la Convention sur la diversité biologique (CDB). Une des solutions proposées par la CDB pour ralentir la perte de la biodiversité est la restauration écologique (SCBD 2005), qui

représente une option de conservation où diverses actions sont entreprises afin d'améliorer l'état d'un écosystème qui a été endommagé (SERIS & PWG 2004). L'étude qui suit s'inscrit justement dans ce cadre afin d'analyser si la restauration des tourbières aide au retour de sa biodiversité végétale.

1.3 L'évaluation des bénéfices de la restauration écologique

Afin de connaître l'étendue des bénéfices que les projets de restauration amènent, les évaluations qui sont effectuées doivent être mieux définies. En effet, les professionnels en charge des projets de restauration établissent des buts vagues (Ehrenfeld 2000) et difficilement mesurables (Bakker *et al.* 2000). De plus, les évaluations sont trop souvent basées sur des données amassées quelques années après la restauration. Ces évaluations sont inappropriées puisque les activités de restauration entraînent une réponse rapide des conditions abiotiques ou biotiques, mais qui changent souvent à long terme (Sarr 2002). Conséquemment, les conditions trouvées quelques années après la restauration ne sont pas nécessairement représentatives du site restauré plusieurs années après la restauration. Idéalement, des évaluations basées sur un programme de suivi écologique rigoureux et qui couvrent suffisamment d'années pour refléter les conditions trouvées dans l'écosystème restauré à long terme devraient être mises en place. Pour l'instant, de telles études restent rares (Follstad Shah *et al.* 2007).

1.4 L'écosystème de référence

L'objectif général de la restauration est de faire en sorte que l'écosystème dégradé se rapproche de l'écosystème de référence qui est trouvé dans la même région et qui présente une variabilité naturelle (Landres *et al.* 1999; White et Walker 1997). Idéalement, l'écosystème de référence regroupe plusieurs sites naturels où des données spatiales et temporelles sont accessibles et peuvent être combinées (Rochefort et Lode 2006). Certaines études prônent aussi l'utilisation d'analyses paléoécologiques comme référence afin de reconstruire l'histoire d'un site sur des milliers d'années (Lavoie *et al.* 2001). Il est critique d'établir des buts de restauration basés sur l'écosystème de référence afin qu'ils soient réalistes et qu'ils puissent être évalués (Ehrenfeld 2000). Toutefois, plusieurs auteurs soulignent l'impossibilité d'avoir un écosystème restauré identique à l'écosystème de référence (Dufour et Piégay 2009). Par exemple, la restauration des forêts de pins

ponderosa avait pour objectif le retour d'une communauté d'herbacées similaire à celle qui existait en 1876, avant l'établissement des euro-américains (Laughlin *et al.* 2006). Même après onze ans de suivi, l'objectif n'a pas été atteint et on estime que le retour d'une communauté d'herbacées similaire à celle trouvée en 1876 ne sera pas vu dans les prochaines années (Laughlin *et al.* 2006). L'un des facteurs identifiés empêchant de s'approcher de l'objectif initial est la différence au niveau de l'accumulation de la litière, qui se fait depuis plus de cent ans au sein de l'écosystème de référence, alors que le site restauré n'a que onze ans. En somme, l'évaluation des projets de restauration basée sur un écosystème de référence est préférable bien qu'il soit important de connaître les limites inhérentes à la comparaison d'un écosystème de référence et d'un site restauré. Pour notre étude, un écosystème de référence sera utilisé afin de faire l'évaluation de la restauration des tourbières.

1.5 Les tourbières

Les tourbières sont définies comme étant des écosystèmes « où une couche de tourbe s'est naturellement accumulée » (Ramsar 2002). Les tourbières sont caractérisées par une nappe phréatique située près de la surface. Il existe plusieurs types de tourbières, mais les deux catégories principales sont les tourbières ombrotrophes (bog) ou minérotrophes (fen). Selon l'étude de Vitt *et al.* (1995), les variations de l'acidité, de l'alcalinité et de la conductivité de l'eau de surface permettent de distinguer les deux catégories de tourbières. Les tourbières ombrotrophes sont plus acides (le mode du pH se situe entre 4,01 - 4,25), ont des concentrations plus faibles en calcium, en sodium ainsi qu'en magnésium et ont une plus faible conductivité de l'eau de surface que les tourbières minérotrophes (Vitt *et al.* 1995). Plus précisément, les tourbières ombrotrophes sont caractérisées par une nappe phréatique qui n'est alimentée que par les sources atmosphériques (c'est-à-dire les eaux de pluie; Payette et Rochefort 2001). Généralement, elles sont dominées par les sphaignes (Gorham et Janssens 1992). Au Québec et au Labrador, des herbacées, des éricacées et des arbres comme *Rubus chamaemorus* L., *Ledum groenlandicum* Oeder et *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. sont aussi présents (Garneau 2001). Pour ce qui est des mesures de pH, le point charnière entre les tourbières ombrotrophes et minérotrophes est de 5,70 (Gorham et Janssens 1992). Au contraire des bogs, les sources d'eau des tourbières minérotrophes proviennent à la fois des précipitations et du ruissellement qui origine des écosystèmes

avoisinants, ce qui amène une source d'éléments minéraux dissous. Le mode du pH des fens varie généralement entre 6,76 et 7,00 (Gorham et Janssens 1992). La végétation dominante est composée de mousses brunes et de graminées telles que les cypéracées. Les espèces typiques des fens du Québec et du Labrador comprennent, entre autres : *Carex canescens* L., *Eriophorum angustifolium* Honckeny, *Maianthemum trifolium* (L.) Sloboda, *Campylium stellatum* (Hedw.) C. Jens., *Scorpidium scorpioides* (Hedw.) Limpr. et *Myrica gale* L. (Garneau 2001). Les tourbières qui seront étudiées dans le présent mémoire sont toutes de type ombrotrophe.

1.6 L'exploitation des tourbières

Mondialement, le Canada est l'un des pays où la production de tourbe est la plus élevée (Daigle et Gautreau-Daigle 2001). Cette production est concentrée dans les provinces du Nouveau-Brunswick et du Québec (Poulin *et al.* 2004) ainsi que dans les zones méridionales (Rochefort 2000), ce qui menace la biodiversité régionale (Poulin *et al.* 2004). L'industrie utilise principalement la méthode d'aspiration pour extraire la tourbe (Landry 2008). Cette technique est particulièrement destructive pour l'écosystème puisque toute la végétation présente sur les champs d'aspiration du site avant l'exploitation, ci-après désignés par le mot « planche », est retirée. Le site est drainé de manière extensive par des canaux d'un mètre de profondeur disposés tous les trente mètres. Suite à l'exploitation d'un site par aspiration, son réservoir de graines a complètement disparu (Salonen 1987), son hydrologie est grandement perturbée (Price *et al.* 2003) et sa surface est instable (Groeneveld et Rochefort 2002). Ces conditions abiotiques empêchent les sphaignes, qui font parties de la strate muscinale typique de cet écosystème, de s'établir (en moyenne, < 2 % de couverture pour des tourbières abandonnées à la régénération spontanée; Poulin *et al.* 2005). Cette activité laisse donc de grandes superficies perturbées, mais des efforts ont été déployés depuis dix-huit ans pour assurer une gestion responsable des tourbières (Rochefort et Lode 2006). Le résultat de ce travail est le développement de la technique de restauration par « transfert du tapis muscinal » par le Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET), en collaboration avec l'industrie canadienne de la tourbe.

1.7 Technique de restauration par transfert du tapis muscinal

Les étapes de la technique par transfert du tapis muscinal consistent, brièvement, en la préparation du site à restaurer qui doit avoir une surface plane. Si de la végétation s'est établie suite à l'abandon de la tourbière exploitée, elle est enlevée. Ensuite, la surface végétale (cinq à dix premiers centimètres) d'une tourbière naturelle, qualifiée de « tourbière d'emprunt », est récoltée (Figure 1.1.a). Cette couche contient des graines, des rhizomes ou des diaspores de sphaignes, de mousses, de lichens et de plantes vasculaires qui servent de propagules pour recoloniser les sites abandonnés (Figure 1.1.b). L'établissement des fragments de végétation est favorisé en ajoutant de la paille pour accroître l'humidité à l'interface air-sol (Figure 1.1.c; Price *et al.* 1998) et en remouillant le site à restaurer par le blocage des canaux de drainage (Figure 1.1.d; LaRose *et al.* 1997). De plus, du phosphore peut être appliqué en faible dose afin de favoriser l'établissement des polytriques (*Polytrichum* spp.), qui à leur tour, facilitent le retour des sphaignes (Groeneveld et Rochefort 2005; Rochefort *et al.* 2003). La restauration écologique par transfert du tapis muscinal a comme objectif principal le retour d'un couvert de végétation principalement composé de sphaignes et le rétablissement d'un régime hydrologique propre aux tourbières (Rochefort *et al.* 2003). Plusieurs autres objectifs existent, tels que ceux reliés aux fonctions des tourbières (accumulation de la tourbe et puits de carbone, retour des cycles biogéochimiques et des nutriments), à la biodiversité (retour de la structure de l'écosystème, de la composition en espèces et de l'organisation trophique) ou à l'intégrité écologique (résistance aux espèces exotiques, perpétuité de la tourbière restaurée sans autres interventions humaines, etc.; Gorham et Rochefort 2003; Rochefort 2000).

1.8 La tourbière de Bois-des-Bel

La technique de restauration par transfert du tapis muscinal a été appliquée à grande échelle (8,4 ha) à l'automne 1999 et a été complétée au cours de l'année 2000 à la tourbière de Bois-des-Bel (BDB). La première saison de croissance du site restauré de BDB est celle de l'été 2001, qui représente l'an un après la restauration. La tourbière de BDB est située sur la rive sud du Saint-Laurent, à 200 km au nord-est de Québec (Figure 1.2). Elle fait partie d'une région où la biodiversité régionale des écosystèmes tourbeux a été affectée négativement par le drainage agricole et par l'augmentation de la fréquence de feux d'origine anthropique (Pellerin et Lavoie 2003). La tourbière de Bois-des-Bel est aussi

composée d'une zone non restaurée de 2,1 ha (qui a été abandonnée depuis 1980) et d'une zone tampon de 1,0 ha qui sépare la zone restaurée de la zone non restaurée (Figure 1.3).

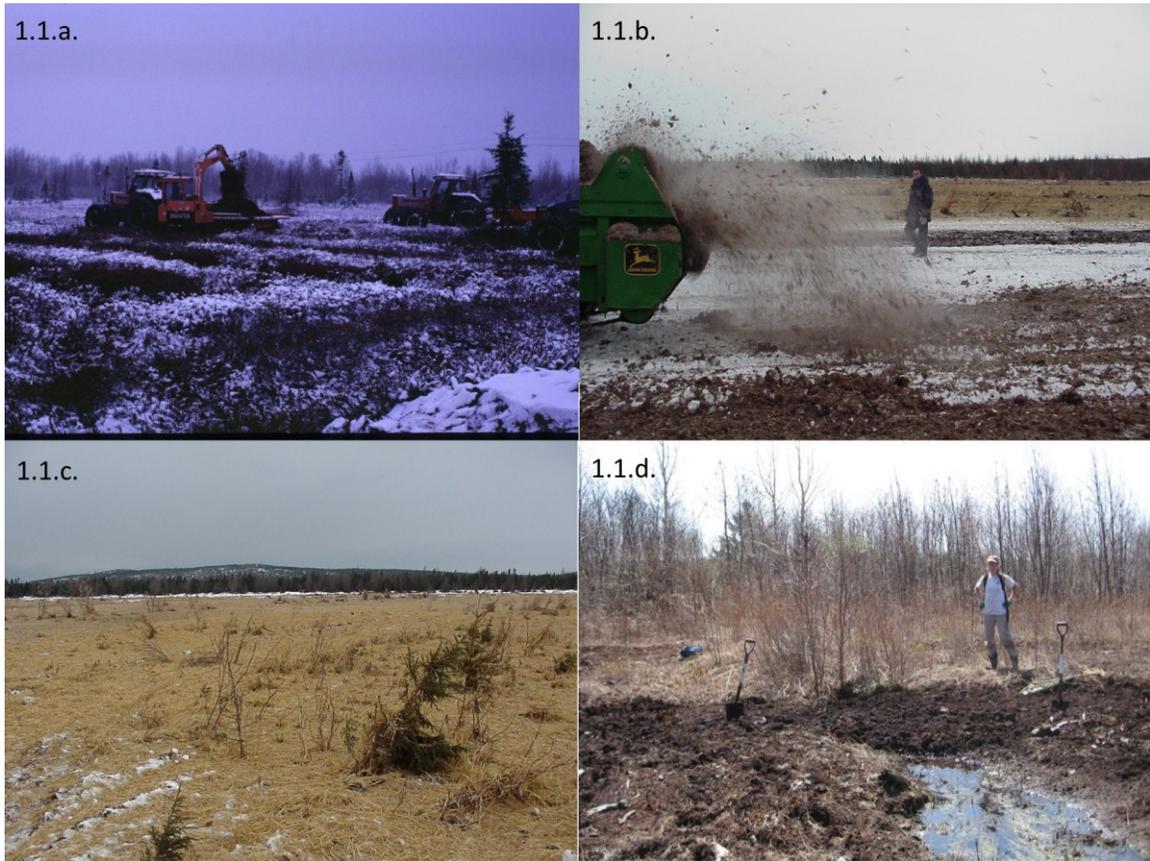


Figure 1.1 Photographies de quelques étapes de la restauration par transfert du tapis muscinal : a) emprunt du matériel végétal d'une tourbière naturelle (Crédit, GRET 1999), b) dispersion mécanique des fragments de végétation sur le site à restaurer avec un rotoculteur (Crédit, Croft 2000), c) ajout de paille sur le site à restaurer (Crédit, Croft 2000) et d) blocage des canaux de drainage du site à restaurer (Crédit, Bérubé 2009).



Source : Ministère des ressources naturelles du Québec

Figure 1.2 Emplacement géographique du site d'étude de Bois-des-Bel (200 km au nord-est de la ville de Québec) où la technique de restauration par transfert du tapis muscinal a été appliquée en 1999-2000 (Crédit, Ministère des ressources naturelles du Québec 2011).

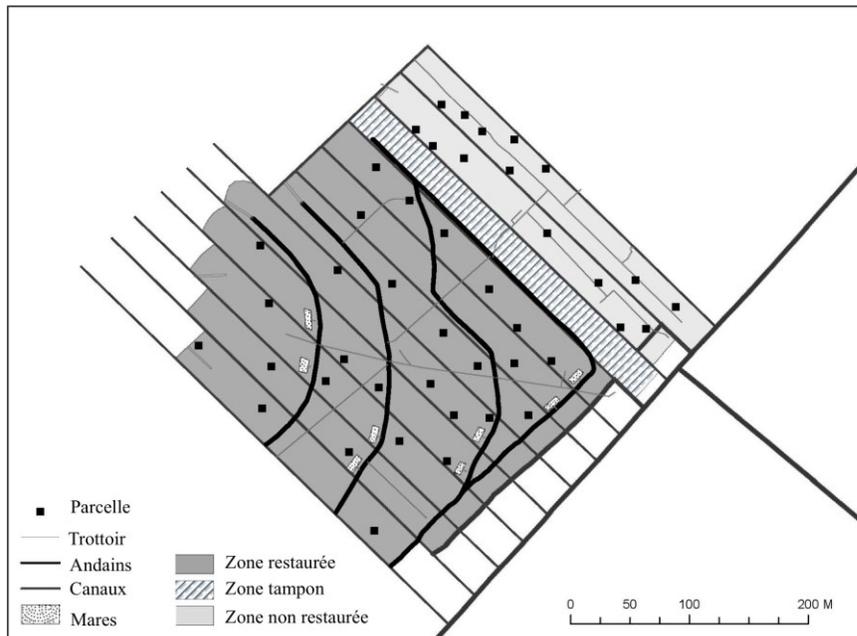


Figure 1.3 Description du dispositif expérimental de la tourbière de Bois-des-Bel (Adaptée de Rochefort *et al.* En préparation). Le site est composé d'une zone de 8,4 ha restaurée par transfert du tapis muscinal (en gris foncé), d'une zone non restaurée de 2,1 ha (abandonnée depuis 1980 - en gris pâle) et d'une zone tampon de 1,0 ha (ligne grise pâle rapprochée).

1.9 Évaluation de la restauration de Bois-des-Bel (1999-2008)

Une équipe multidisciplinaire d'écologistes, d'hydrologistes, de microbiologistes et de biochimistes avait comme mandat d'évaluer chacun des objectifs mentionnés à la section 1.7 pour la restauration de Bois-des-Bel. Ci-après, une revue de littérature succincte est présentée afin de montrer les résultats majeurs et, plus particulièrement, ceux qui illustrent la dynamique de la végétation au cours des huit premières années suivant la restauration.

Avant la restauration, la majorité du site était dépourvue de végétation (Rocheffort *et al.* 2002). Quelques années après la restauration, Shantz et Price (2006) ont vu une amélioration de certaines conditions hydrologiques, soit une nappe phréatique plus élevée mais aussi plus variable dans la zone restaurée que dans la zone non restaurée. Les espèces d'herbacées montrent une abondance élevée quelques années après la restauration (Rocheffort *et al.* En préparation). Bien qu'elles aient diminué avec les années, les herbacées restent plus abondantes que dans un écosystème de référence huit années après la restauration (Rocheffort *et al.* En préparation). Après huit ans, Poulin *et al.* (Soumis) montrent que la biodiversité du site restauré dépasse parfois celle d'un écosystème de référence et qu'un couvert muscinal composé de sphaignes et d'hépatiques est bien établi. Dans ce mémoire, deux approches d'évaluation seront employées afin de mesurer différents objectifs reliés à la végétation trouvée neuf et dix ans après l'application de la technique de restauration par transfert du tapis muscinal à Bois-des-Bel.

1.10 Approche par communautés

L'approche par communautés est une évaluation traditionnelle des projets de restauration basée sur la réponse des espèces. Les communautés sont définies comme un « groupe d'organismes vivants qui interagissent dans les mêmes lieux et temps » et qui ont des limites géographiques ainsi que temporelles bien établies (Fauth *et al.* 1996). Les assemblages d'espèces sont influencés par divers facteurs abiotiques (par exemple la température, l'humidité, les conditions du sol, etc.) et les interactions biotiques (par exemple la compétition, le mutualisme, etc.; Pavoine *et al.* 2011). Généralement, les communautés sont composées de quelques espèces dominantes et de plusieurs espèces rares (Whittaker 1965). L'approche par communautés permet de voir quels assemblages de

strates de végétation ou d'espèces dominant au sein des sites étudiés.

La comparaison des espèces trouvées dans les sites restauré, non restauré et naturel sert de modèle d'évaluation. L'évaluation de ces trois types de sites est communément employée pour les projets de restauration de différents écosystèmes (Benayas *et al.* 2009). Laughlin *et al.* (2006) soulignent que la communauté végétale du site restauré ne sera pas complètement similaire à celle de l'écosystème de référence (voir section 1.4) mais que ce dernier peut tout de même servir d'objectif pour le projet de restauration.

Une des limites importantes de l'approche par communautés est qu'il n'est pas possible de généraliser les résultats obtenus à différentes régions biogéographiques (Keddy 1992). De plus, les analyses des projets de restauration seulement basées sur les espèces, telles que les mesures de diversité ou de richesse, ne sont pas appropriées puisqu'un retour d'espèces non désirées est souvent observé les premières années après la restauration (Kellogg et Bridgham 2002). L'utilisation de l'approche par communautés combinée avec l'approche par traits est encouragée (Laughlin *et al.* 2006) bien que plusieurs auteurs préconisent seulement cette dernière (Barbaro *et al.* 2001; Woodward et Diament 1991).

1.11 Approche par traits

Au cours des vingt dernières années, les écologistes ont commencé à rechercher de nouvelles voies pour prédire la réponse des communautés aux changements environnementaux globaux (Keddy 1992). Une des approches qui est dorénavant fréquemment utilisée est basée sur les traits des espèces, qui ont un caractère universel (Aubin *et al.* 2009). Les traits des espèces peuvent référer à leur environnement préférentiel ou être des caractéristiques morphologiques, physiologiques et phénologiques mesurables au niveau de l'individu (Violle *et al.* 2007). En effet, le potentiel qu'une espèce a de se trouver dans un écosystème donné est largement déterminé par ses traits (Lavorel *et al.* 1997). Donc, l'abondance d'une espèce trouvée dans un écosystème donné dépend de la combinaison de traits adaptée aux filtres écologiques qui jouent un rôle important dans ledit écosystème (Lacourse 2009; Cingolani *et al.* 2007). Ainsi, il est possible de comprendre les mécanismes structurant les communautés. Par exemple, la biomasse des mycorrhizes ou la

vitesse de croissance d'une plante sont des traits qui peuvent être reliés à la fonction du recyclage des nutriments (Hobbie *et al.* 1992). Si une étude montre des changements dans les données mesurées sur ces traits, il est possible que l'on soit en présence d'une période de transition d'un milieu pauvre à un milieu riche en nutriments, ou vice-versa (Hobbie *et al.* 1992; Woodward et Diament 1991). Donc, l'utilisation d'une approche par traits semble une voie prometteuse afin de répondre à des questions d'ordre mondial. Par exemple, des études sur la résilience des écosystèmes face à leurs changements d'utilisation à grande échelle (Laliberté *et al.* 2010) ou sur la migration des espèces face aux changements climatiques (Diaz et Cabido 1997) existent.

Plusieurs efforts ont été effectués afin d'améliorer l'interprétation et la validité des études basées sur les traits. Des mesures standardisées de 28 traits identifiés comme représentant différentes fonctions écosystémiques, étant faciles à mesurer et à faibles coûts, ont été établies (Cornelissen *et al.* 2003). Au Canada, des progrès importants ont été faits dans le développement d'une banque de données de traits pour les plantes (TOPIQ-C, Aubin *et al.* 2007). De plus, certains traits ont été associés à certains procédés environnementaux : la hauteur des plantes face aux pressions des herbivores (Cingolani *et al.* 2007), les méthodes de dissémination des graines pour l'établissement des plantes (Kirmer *et al.* 2008; Campbell *et al.* 2003), etc. Néanmoins, certains problèmes, tels que la corrélation de traits en raison de contraintes phylogénétiques, ont été identifiés (Poff *et al.* 2006). Afin d'améliorer les analyses basées sur les traits, de nouvelles approches ont récemment été développées (Pagel et Meade 2006). Par exemple, pour les insectes lotiques, le trait des niveaux trophiques (c'est-à-dire herbivores, prédateurs, etc.) a été montré comme n'étant pas corrélé avec la phylogénie des espèces considérées, ce qui rend les modèles dans lesquels ce trait est utilisé plus robustes (Poff *et al.* 2006).

À ses débuts, l'approche par traits a surtout été utilisée dans les études portant sur la dynamique de la végétation des prairies en Europe (Kahmen *et al.* 2002; Barbaro *et al.* 2001; Lavorel *et al.* 1998), mais elle a rapidement été appliquée à une grande variété d'écosystèmes, de taxons et de contextes. Par exemple, des études sur les niveaux de prédisposition des espèces menacées (Farnsworth et Ogurcak 2008), sur la réponse des

araignées au feu (Langlands *et al.* 2011) ou sur la réponse de la végétation à la gestion des forêts (Aubin *et al.* 2009; Aubin *et al.* 2008; Aubin *et al.* 2007) ainsi que sur les assemblages des communautés sur une échelle temporelle de 15 000 ans (Lacourse 2009) ont été réalisées.

Dans les projets de restauration, l'approche par traits est préconisée puisqu'elle permet de prédire l'assemblage des espèces, d'identifier des traits liés au rétablissement d'une espèce désirée ou de faciliter la conservation de la diversité fonctionnelle (Tullos *et al.* 2009; Kirmer *et al.* 2008; Gondard *et al.* 2003; Pywell *et al.* 2003). Par exemple, si l'objectif de la restauration est d'empêcher le retour d'espèces exotiques, il est judicieux de choisir *a priori* des espèces indigènes présentant un ensemble de traits similaires aux espèces exotiques susceptibles d'envahir le site à restaurer (Funk *et al.* 2008). Si l'écosystème à restaurer a des pressions abiotiques extrêmes, telle que la sécheresse estivale dans les écosystèmes méditerranéens, il est important de choisir des arbres qui sont connus comme ayant le meilleur potentiel de transport d'eau au sein du xylem et de conductivité hydraulique pour les projets de restauration (Swift *et al.* 2008). Donc, le potentiel de prédiction de l'approche par traits est l'avantage principal à considérer lors de la planification de la restauration (Bakker *et al.* 2000).

L'approche par traits a aussi été utilisée dans le domaine de l'évaluation de la restauration et sa popularité a augmenté en Amérique du Nord au cours des dernières années (Sandel *et al.* 2011; Tullos *et al.* 2009; Seabloom et van der Valk 2003). En associant la variation de l'abondance des espèces aux changements temporels d'un écosystème restauré, les traits des espèces favorisées peuvent être identifiés (Aubin *et al.* 2009). Donc, un syndrome, qui représente un groupe de traits associé à un stade particulier (Lavorel *et al.* 2007), peut être décrit. Il est possible d'évaluer la trajectoire de l'écosystème restauré sur plusieurs années et sa similarité par rapport à l'écosystème de référence, en intégrant ce dernier à l'analyse. Ainsi, les responsables des projets de restauration peuvent évaluer leurs succès au niveau des fonctions rétablies au sein de l'écosystème restauré au lieu des espèces qui y sont trouvées. Par la suite, de nouvelles actions pourront être appliquées, si nécessaires. Dans les plantations d'épinette de Norvège, l'analyse de la

restauration à partir de l'approche par traits a permis de réaliser que les herbacées généralistes étaient favorisées par les éclaircies faites par les gestionnaires, une pratique qui doit dorénavant être évitée pour atteindre les objectifs initiaux visés (Hérault *et al.* 2005). En somme, l'intégration de l'approche par traits à l'évaluation de la restauration pourrait permettre d'identifier des étapes critiques où une amélioration significative pourrait être amenée afin d'atteindre un niveau de succès plus élevé et de manière plus efficace (Funk *et al.* 2008; Campbell 2002; Ehrenfeld 2000).

1.12 Objectifs du mémoire

En 2010, la tourbière de Bois-des-Bel est restaurée depuis dix ans. De nombreuses études ont été faites sur cette tourbière puisqu'elle est la première à avoir été restaurée par la technique de transfert du tapis muscinal dans son intégralité (voir section 1.9) et à avoir été suivie rigoureusement. Après neuf ans, une analyse fixe dans le temps de la zone restaurée a été effectuée afin de voir les progrès réalisés par rapport à la zone non restaurée et à l'écosystème de référence (chapitre 2). L'approche par communautés a permis une comparaison approfondie de toutes les espèces végétales (arbres/arbustes, éricacées, herbacées, sphaignes, mousses et hépatiques) au niveau spatial. Nous avons avancé l'hypothèse que la similarité de la structure et de la composition végétale du site restauré depuis neuf ans était plus grande avec l'écosystème de référence qu'avec le site non restauré. Ajoutons que le site restauré depuis neuf ans a aussi été comparé avec la tourbière d'emprunt afin d'identifier des espèces qui sont favorisées par la technique de transfert du tapis muscinal, ou qui sont récalcitrantes, c'est-à-dire qui ne s'établissent pas suite à leur transfert dans le milieu de réintroduction (par exemple Bell 2001). Ici, notre hypothèse était qu'il y aurait des espèces favorisées par la technique de restauration par transfert du tapis muscinal. En effet, une des études antérieures effectuée à la tourbière de BDB montre que les herbacées du site restauré sont surabondantes (Rocheffort *et al.* En préparation) par rapport à la quantité trouvée en tourbière ombrotrophe naturelle (Moore *et al.* 2002). Puisqu'il existe déjà plusieurs études portant sur les espèces trouvées à Bois-des-Bel (voir section 1.9), une nouvelle approche a été mise de l'avant afin de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents à la revégétation des tourbières restaurées. En effet, les traits déterminants du potentiel des herbacées à s'établir ou à persister sur le site avant la restauration, au cours des dix années suivant la restauration et dans un écosystème de

référence, ont été identifiés (chapitre 3). Pour chacun des traits étudiés, des hypothèses ont été créées en se basant sur la littérature. Ainsi, il est possible d'évaluer le succès du site restauré en observant les changements des traits trouvés dans l'écosystème restauré sur une échelle temporelle de dix ans par rapport aux traits trouvés dans l'écosystème de référence. De plus, les tourbières exploitées pour la tourbe horticole présentent une topographie initiale unique : des planches et des canaux. Cette particularité a été utilisée pour augmenter les connaissances sur la diversité des tourbières restaurées. En effet, il est connu que les sites restaurés montrent généralement une diminution de biodiversité par rapport aux écosystèmes de référence (Benayas *et al.* 2009). Donc, une description additionnelle des changements observés à BDB a été effectuée à l'aide d'analyses de diversité fonctionnelle, de diversité des espèces et de diversité des traits. Afin d'avoir des exemples visuels de la zone non restaurée, de la zone restaurée depuis trois et neuf ans et d'un écosystème de référence, des photographies sont présentées ci-dessous (Figure 1.4). Ce mémoire consiste en une évaluation multi-années sur la végétation de la tourbière de Bois-des-Bel, restaurée à l'aide de la technique de restauration par transfert du tapis muscinal.

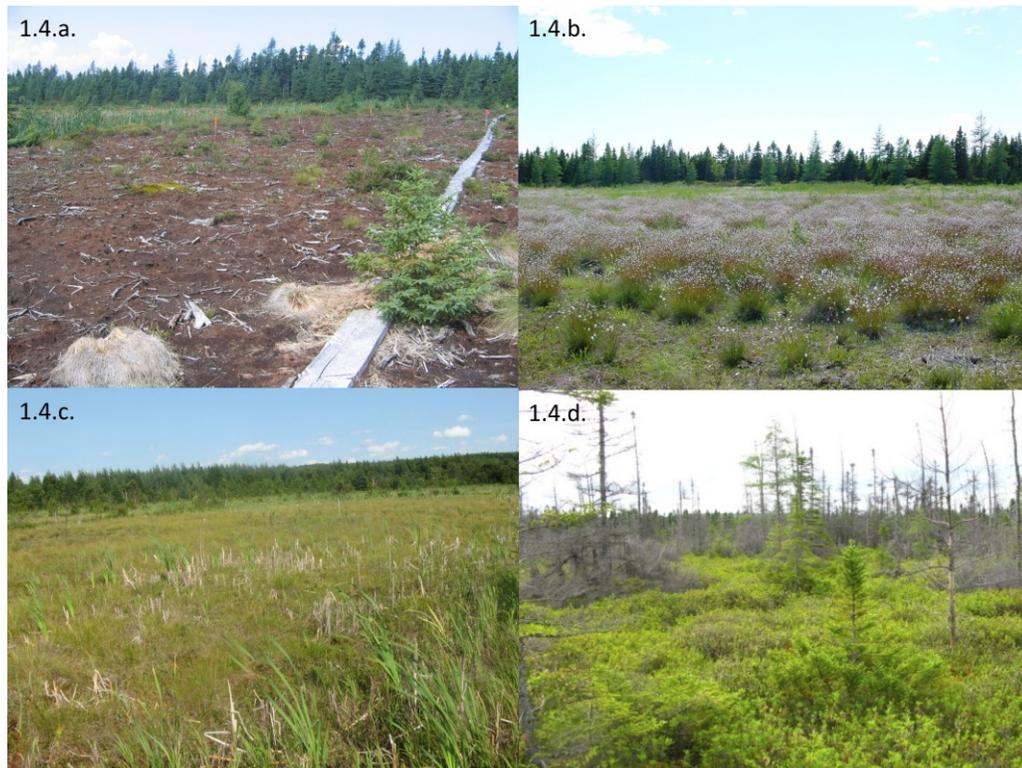


Figure 1.4 Photographies des zones de la tourbière de Bois-des-Bel : a) non restaurée (Crédit, Poulin 2007), b) restaurée par la technique de transfert de tapis muscinal après trois ans (Crédit, Zhou 2003) et c) neuf ans (Crédit, D’Astous 2009) ainsi que d) d’un des sites composant l’écosystème de référence, la zone naturelle de la tourbière de Bois-des-Bel (Crédit, D’Astous 2009). Au moment de prise de la photographie, la zone non restaurée avait cessé d’être exploitée depuis une trentaine d’années.

1.13 Références

- Aubin, I., M.-H. Ouellette, P. Legendre, C. Messier, et A. Bouchard. 2009. “Comparison of two plant functional approaches to evaluate natural restoration along an old-field-deciduous forest chronosequence.” *Journal of Vegetation Science* 20: 185-198.
- Aubin, I., C. Messier, et A. Bouchard. 2008. “Can plantations develop understory biological and physical attributes of naturally regenerated forests?” *Biological Conservation* 141: 2461-2476.
- Aubin, I., S. Gachet, C. Messier, et A. Bouchard. 2007. “How resilient are northern hardwood forests to human disturbance? An evaluation using a plant functional group approach.” *Ecoscience* 14: 259-271.
- Bakker, J.P., A.P. Grootjans, M. Hermy, et P. Poschod. 2000. “How to define targets for ecological restoration? - Introduction.” *Applied Vegetation Science* 3: 3-6.
- Barbaro, L., T. Dutoit, et P. Cozic. 2001. “A six year experimental restoration of biodiversity by shrub-clearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps.” *Biodiversity and Conservation* 10: 119-135.

- Bell, L.C. 2001. "Establishment of native ecosystems after mining - Australian experience across diverse biogeographic zones." *Ecological Engineering* 17: 179-186.
- Benayas, J.M.R., A.C. Newton, A. Diaz, et J.M. Bullock. 2009. "Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis." *Science* 325: 1121-1124.
- Campbell, D.R., L. Rochefort, et C. Lavoie. 2003. "Determining the Immigration Potential of Plants Colonizing Disturbed Environments: The Case of Milled Peatlands in Quebec." *Journal of Applied Ecology* 40: 78-91.
- Campbell, D. 2002. "Comprendre la mécanique du processus de recolonisation végétale des tourbières exploitées." Thèse de doctorat. Département de phytologie. Université Laval. Québec, Canada. 175 pp.
- Cardinale, B.J., D.S. Srivastava, J.E. Duffy, J.P. Wright, A.L. Downing, M. Sankaran, et C. Jouseau. 2006. "Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems." *Nature* 443: 989-992.
- Cingolani, A.M., M. Cabido, D.E. Gurvich, D. Renison, et S. Díaz. 2007. "Filtering processes in the assembly of plant communities: Are species presence and abundance driven by the same traits?" *Journal of Vegetation Science* 18: 911-920.
- Cornelissen, J.H.C., S. Lavorel, E. Garnier, S. Díaz, N. Buchmann, D.E. Gurvich, P.B. Reich, et al. 2003. "A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide." *Australian Journal Botany* 51: 335-380.
- Daigle, J.Y., et H. Gautreau-Daigle. 2001. "Canadian peat harvesting and the environment. 2nd ed." North American Wetlands Conservation Council. Ottawa, Canada. 45 pp.
- Diaz, S., et M. Cabido. 1997. "Plant functional types and ecosystem function in relation to global change." *Journal of Vegetation Science* 8: 463-474.
- Dufour, S., et H. Piégay. 2009. "From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits." *River Research and Applications* 25: 568-581.
- Ehrenfeld, J.G. 2000. "Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals." *Restoration Ecology* 8: 2-9.
- Farnsworth, E.J., et D.E. Ogurcak. 2008. "Functional groups of rare plants differ in levels of imperilment." *American Journal of Botany* 95: 943-953.
- Fauth, J.E., J. Bernardo, M. Camara, W.J. Resetarits, J. Van Buskirk, et S.A. McCollum. 1996. "Simplifying the Jargon of Community Ecology: A Conceptual Approach." *The American Naturalist* 147: 282-286.
- Follstad Shah, J.J., C.N. Dahm, S.P. Gloss, et E.S. Bernhardt. 2007. "River and Riparian Restoration in the Southwest: Results of the National River Restoration Science Synthesis Project." *Restoration Ecology* 15: 550-562.
- Funk, J.L., E.E. Cleland, K.N. Suding, et E.S. Zavaleta. 2008. "Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance." *Trends in Ecology & Evolution* 23: 695-703.
- Garneau, M. 2001. "Statut trophique des taxons préférentiels et des taxons fréquents mais non préférentiels des tourbières naturelles du Québec-Labrador." Dans *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses Université Laval. Québec, Canada. 632 pp.
- Gondard, H., S. Jauffret, J. Aronson, et S. Lavorel. 2003. "Plant Functional Types: A Promising Tool for Management and Restoration of Degraded Lands." *Applied Vegetation Science* 6: 223-234.

- Gorham, E., et L. Rochefort. 2003. "Peatland restoration: A brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs." *Wetlands Ecology and Management* 11: 109-119.
- Gorham, E., et J.A. Janssens. 1992. "Concepts of fen and bog reexamined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters." *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 61: 7-20.
- Groeneveld, E.V.G., et L. Rochefort. 2005. "*Polytrichum Strictum* as a Solution to Frost Heaving in Disturbed Ecosystems: A Case Study with Milled Peatlands." *Restoration Ecology* 13: 74-82.
- Groeneveld, E.V.G, et L. Rochefort. 2002. "Nursing plants in peatland restoration: on their potential use to alleviate frost heaving problems." *Suo* 53: 73-85.
- Hérault, B., O. Honnay, et D. Thoen. 2005. "Evaluation of the ecological restoration potential of plant communities in Norway spruce plantations using a life-trait based approach." *Journal of applied ecology* 42: 536-545.
- Hobbie, S.E. 1992. "Effects of plant species on nutrient cycling." *Trends in Ecology & Evolution* 7: 336-339.
- Hooper, D.U., F.S. Chapin, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J.H. Lawton, et al. 2005. "Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge." *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Kahmen, S., P. Poschlod, et K.-F. Schreiber. 2002. "Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years." *Biological Conservation* 104: 319-328.
- Keddy, P.A. 1992. "A Pragmatic Approach to Functional Ecology." *Functional Ecology* 6: 621-626.
- Kellogg, C.H., et S.D. Bridgham. 2002. "Colonization during early succession of restored freshwater marshes." *Canadian Journal of Botany* 80: 176-185.
- Kimmel, K., et U. Mander. 2010. "Ecosystem services of peatlands: Implications for restoration." *Progress in Physical Geography* 34: 491-514.
- Kirmer, A., S. Tischew, W.A. Ozinga, M. Lampe, A. Baasch, et J.M. Groenendael. 2008. "Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems." *Journal of Applied Ecology* 45: 1523-1530.
- Lacourse, T. 2009. "Environmental change controls postglacial forest dynamics through interspecific differences in life-history traits." *Ecology* 90: 2149-2160.
- Laliberté, E., J.A. Wells, F. DeClerck, D.J. Metcalfe, C.P. Catterall, C. Queiroz, I. Aubin, et al. 2010. "Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities." *Ecology Letters* 13: 76-86.
- Landres, P.B., P. Morgan, et F.J. Swanson. 1999. "Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems." *Ecological Applications* 9: 1179-1188.
- Landry, J. 2008. "Impacts environnementaux d'une nouvelle technique de récolte de la tourbe." Mémoire de maîtrise. Département de phytologie. Université Laval. Québec, Canada. 79 pp.
- Langlands, P.R., K.E.C. Brennan, V.W. Framenau, et B.Y. Main. 2011. "Predicting the post-fire responses of animal assemblages: testing a trait-based approach using spiders." *Journal of Animal Ecology* 80: 558-568.
- LaRose, S., J. Price, et L. Rochefort. 1997. "Rewetting of a cutover peatland: Hydrologic assessment." *Wetlands* 17: 416-423.

- Laughlin, D.C., M.M. Moore, J.D. Bakker, C.A. Casey, J.D. Springer, P.Z. Fulé, et W.W. Covington. 2006. "Assessing Targets for the Restoration of Herbaceous Vegetation in Ponderosa Pine Forests." *Restoration Ecology* 14: 548-560.
- Lavoie, C., C. Zimmermann, et S. Pellerin. 2001. "Peatland restoration in southern Québec (Canada): A paleoecological perspective." *Ecoscience* 8: 247-258.
- Lavorel, S., S. Díaz, J. Cornelissen, E. Garnier, S. Harrison, S. McIntyre, J. Pausas, et al. 2007. "Plant functional types: are we getting any closer to the Holy Grail?" Dans *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Springer. Berlin Heidelberg, Allemagne. 336 pp.
- Lavorel, S., J. Canadell, S. Rambal, et J. Terradas. 1998. "Mediterranean Terrestrial Ecosystems: Research Priorities on Global Change Effects." *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 157-166.
- Lavorel, S., S. McIntyre, J. Landsberg, et T.D.A. Forbes. 1997. "Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance." *Trends in Ecology & Evolution* 12: 474-478.
- Loreau, M., N. Mouquet, et A. Gonzalez. 2003. "Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 12765-12770.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J.P. Grime, A. Hector, D.U. Hooper, et al. 2001. "Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges." *Science* 294: 804-808.
- Moore, T.R., J.L. Bubier, S.E. Frolking, P.M. Lafleur, et N.T. Roulet. 2002. "Plant biomass and production and CO₂ exchange in an ombrotrophic bog." *Journal of Ecology* 90: 25-36.
- Nations Unies. 1993. "Convention sur la diversité biologique (avec annexes), Conclue à Rio de Janeiro le 5 June 1992." Nations Unies – Recueil de Traités Vol. 1760 I-30619. Rio de Janeiro, Brésil. 85 pp.
- Pagel, M., et A. Meade. 2006. "Bayesian Analysis of Correlated Evolution of Discrete Characters by Reversible-Jump Markov Chain Monte Carlo." *The American Naturalist* 167: 808-825.
- Pavoine, S., E. Vela, S. Gachet, G. de Belair, et M.B. Bonsall. 2011. "Linking patterns in phylogeny, traits, abiotic variables and space: a novel approach to linking environmental filtering and plant community assembly." *Journal of Ecology* 99: 165-175
- Payette, S., et L. Rochefort. 2001. "Écologie des tourbières du Québec-Labrador." Presses Université Laval. Québec, Canada. 648 pp.
- Pearce, D., et D. Moran. 1994. "The Economic value of biodiversity." Earthscan Publications Ltd. Londres, Grande-Bretagne. 104 pp.
- Pellerin, S., et C. Lavoie. 2003. "Reconstructing the Recent Dynamics of Mires Using a Multitechnique Approach." *Journal of Ecology* 91: 1008-1021.
- Pimm, S.L., G.J. Russell, J.L. Gittleman, et T.M. Brooks. 1995. "The Future of Biodiversity." *Science* 269: 347-350.
- Poff, N.L.R., J.D. Olden, N.K.M. Vieira, D.S. Finn, M.P. Simmons, et B.C. Kondratieff. 2006. "Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships." *Journal of the North American Benthological Society* 25: 730-755.

- Poulin, M., R. Anderson, et L. Rochefort. Soumis. "Plant monitoring of an industrial peatland under restoration: Dissecting plant composition to evaluate success." *Restoration Ecology*.
- Poulin, M., L. Rochefort, F. Quinty, et C. Lavoie. 2005. "Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada." *Canadian Journal of Botany* 83: 539-557.
- Poulin, M., L. Rochefort, S. Pellerin, et J. Thibault. 2004. "Threats and protection for peatlands in Eastern Canada." *Géocarrefour* 79: 331-344.
- Price, J.S., A.L. Heathwaite, et A.J. Baird. 2003. "Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches." *Wetlands Ecology and Management* 11: 65-83.
- Price, J.S., L. Rochefort, et F. Quinty. 1998. "Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and Sphagnum regeneration." *Ecological Engineering* 10: 293-312.
- Pywell, R.F., J.M. Bullock, D.B. Roy, L. Warman, K.J. Walker, et P. Rothery. 2003. "Plant Traits as Predictors of Performance in Ecological Restoration." *Journal of Applied Ecology* 40: 65-77.
- Ramsar. 2002. "Lignes directrices relatives à une action mondiale pour les tourbières". Disponible au : http://www.ramsar.org/cda/fr/ramsar-documents-guidelines-guidelines-for-global/main/ramsar/1-31-105%5E20867_4000_1__ [Accédé le 28 août 2010].
- Rochefort, L., et E. Lode. 2006. "Restoration of Degraded Boreal Peatlands." Dans *Boreal Peatland Ecosystems*. Springer Berlin Heidelberg. New York, États-Unis. 448 pp.
- Rochefort, L., F. Quinty, S. Campeau, K. Johnson, et T. Malterer. 2003. "North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands." *Wetlands Ecology and Management* 11: 3-20.
- Rochefort, L., J. Zhou, et M. Poulin. 2002. "Dry harvested peatlands can be restored to a *Sphagnum* bog: 7 years of monitoring." Dans *Proceedings of the International Peat Symposium: Peat in horticulture - Quality and environmental challenges, A joint symposium of Commission II (Industrial utilization of peat and peatlands) and Commission V (After-use of cut-over peatlands) of the International Peat Society*. International Peat Society. Pärnu, Estonia et Jyväskylä, Finlande. 382 pp.
- Rochefort, L. 2000. "*Sphagnum* — A Keystone Genus in Habitat Restoration." *The Bryologist* 103: 503-508.
- Rochefort, L., F. Isselin-Nondedeau, M. Poulin, et S. Boudreau. En préparation. "Plant monitoring of an industrial peatland under restoration: Do survey methods influence success assessment?"
- Salonen, V. 1987. "Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting." *Ecography* 10: 171-174.
- Sandel, B., J.D. Corbin, et M. Krupa. 2011. "Using plant functional traits to guide restoration: A case study in California coastal grassland." *Ecosphere* 2: 1-16.
- Sarr, D.A. 2002. "Riparian Livestock Exclusion Research in the Western United States: A Critique and Some Recommendations." *Environmental Management* 30: 516-526.
- Schmid, B., A.B. Pfisterer, et P. Balvanera. 2009. "Effects of biodiversity on ecosystem, community, and population variables reported 1974-2004." *Ecology* 90: 853-853.
- Seabloom, E.W., et A.G. van der Valk. 2003. "Plant Diversity, Composition, and Invasion of Restored and Natural Prairie Pothole Wetlands: Implications for Restoration." *Wetlands* 23: 1-12.

- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD). 2005. "Handbook of the Convention on Biological diversity, 3rd edition." Montréal, Canada. 1533 pp.
- Sepkoski, J.J. 1997. "Biodiversity: Past, Present, and Future." *Journal of Paleontology* 71: 533-539.
- Shantz, M.A., et J.S. Price. 2006. "Hydrological changes following restoration of the Bois-des-Bel Peatland, Quebec, 1999-2002." *Journal of Hydrology* 331: 543-553.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (SERIS & PWG). 2004. "The SER International Primer on Ecological Restoration." Tuscon: Society for Ecological Restoration International. Disponible au: www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp [Accédé le 15 novembre 2009].
- Swift, C.C., S.M. Jacobs, et K.J. Esler. 2008. "Drought induced xylem embolism in four riparian trees from the Western Cape Province: Insights and implications for planning and evaluation of restoration." *South African Journal of Botany* 74: 508-516.
- Tullos, D.D., D.L. Penrose, G.D. Jennings, et W.G. Cope. 2009. "Analysis of functional traits in reconfigured channels: implications for the bioassessment and disturbance of river restoration." *Journal of the North American Benthological Society* 28: 80-92.
- Violle, C., M.-L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel, et E. Garnier. 2007. "Let the concept of trait be functional!" *Oikos* 116: 882-892.
- Vitt, D.H., S.E. Bayley, et T.-L. Jin. 1995. "Seasonal variation in water chemistry over a bog-rich fen gradient in Continental Western Canada." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 587-606.
- White, P.S., et J.L. Walker. 1997. "Approximating Nature's Variation: Selecting and Using Reference Information in Restoration Ecology." *Restoration Ecology* 5: 338-349.
- Whittaker, R.H. 1965. "Dominance and Diversity in Land Plant Communities." *Science* 147: 250-260.
- Woodward, F.I., et A.D. Diament. 1991. "Functional Approaches to Predicting the Ecological Effects of Global Change." *Functional Ecology* 5: 202-212.

2 Retour de la structure et de la composition végétale dans une tourbière neuf ans après restauration

2.1 Introduction

La restauration écologique se définit comme étant le « processus d'assistance au rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé » (SERIS & PWG 2004). En effet, les écosystèmes perturbés sont restaurés pour diverses raisons. Parfois, ils ne remplissent plus les mêmes fonctions écologiques que les écosystèmes naturels (Bantilan-Smith *et al.* 2009), ont des abondances d'espèces non désirées trop élevées (Konisky *et al.* 2006) ou manquent d'espèces clés spécifiques à l'écosystème étudié (Graf *et al.* 2008). Avec la restauration, de nouvelles conditions sont créées et le site restauré s'éloigne alors de l'état non restauré.

Afin d'évaluer le succès des projets de restauration, des suivis écologiques rigoureux sont nécessaires mais ils restent peu nombreux. En effet, Bernhardt *et al.* (2005) ont montré que seulement 10 % des projets de restauration des rivières aux États-Unis ont fait l'objet d'un suivi écologique quelconque. Il n'est donc pas possible de savoir quelle est la proportion des projets qui ont atteint leurs objectifs. De plus, des suivis à long terme (basés sur des données amassées sur plus de cinq ans suivant la restauration) sont nécessaires puisqu'il a été montré que la dynamique de la végétation est imprévisible jusqu'à trois années suivant la restauration (Kellogg et Bridgham 2002). Néanmoins, l'estimation du degré de succès basée sur des suivis à long terme est rare (Follstad Shah *et al.* 2007) et se limite à certains écosystèmes, tels que les terres préalablement utilisées à des fins agricoles (Verhagen *et al.* 2001), les bandes riveraines (Sarr 2002) ou les forêts (Laughlin *et al.* 2006). Un suivi adéquat effectué sur plusieurs années permet d'estimer le retour de certaines fonctions écologiques (Rochefort et Lode 2006), de créer des indicateurs du succès de restauration (Bakker *et al.* 2000) ou d'améliorer la planification des projets et d'en diminuer les coûts (Young *et al.* 2005).

Ainsi, plusieurs années après la restauration, il est possible d'évaluer le succès du projet en estimant la distance écologique du site restauré par rapport à des sites non

restaurés et à un écosystème de référence (Benayas *et al.* 2009). Généralement, l'objectif global des projets est de rapprocher le site restauré de l'écosystème de référence (Dufour et Piégay 2009). L'écosystème de référence est choisi de façon à représenter la variabilité écologique des sites non perturbés trouvés dans une région donnée (White et Walker 1997). L'utilisation d'un écosystème de référence est en train de devenir pratique courante en restauration, suite à des projets d'exploitation ou lorsque des mesures d'atténuation sont appliquées (Goebel *et al.* 2005; Brinson et Rheinhardt 1996).

Au Canada, la restauration écologique par transfert de tapis muscinal (voir section 1.7 pour les étapes de cette technique) est prônée pour les tourbières exploitées. Le but à court terme de la technique de restauration par transfert du tapis muscinal est l'établissement d'un couvert de plantes dominé par les sphaignes ainsi que le retour d'un régime hydrologique typique des tourbières, afin de voir, à long terme, un retour de la fonction d'accumulation de tourbe (Gorham et Rochefort 2003; Rochefort *et al.* 2003; Rochefort 2000). Suite à l'établissement d'un tapis de sphaignes, le retour de la composition en espèces typiques de tourbières devrait s'établir à partir du matériel introduit ou par dissémination de graines provenant de tourbières voisines (Rochefort et Lode 2006). De ce fait, l'organisation trophique, la structure végétale et la faculté de résistance aux espèces envahissantes pourront être rétablies (Rochefort 2000). Quelques années après la restauration d'une tourbière par la technique de transfert du tapis muscinal, les études de Rochefort *et al.* (En préparation) et de Shantz et Price (2006) montrent le retour d'un tapis de sphaignes ainsi qu'une nappe phréatique plus élevée. Cependant, il est reconnu que seule une évaluation à long terme permettra de valider le succès des méthodes employées (Poulin *et al.* Soumis).

L'objectif de la présente étude est d'évaluer la végétation de la tourbière restaurée depuis neuf ans. La structure et la composition en espèces de la tourbière restaurée depuis neuf ans ont été comparées avec une tourbière non restaurée et un écosystème de référence. Contrairement à l'étude de Rochefort *et al.* (En préparation), il sera non seulement possible de savoir si les trois zones (restaurée, non restaurée et naturelle) étaient différentes entre-elles mais aussi de révéler grossièrement la distance écologique qui les sépareit. En ce

qui a trait à la structure et à la composition en espèces, nous avons avancé l'hypothèse que la tourbière restaurée aura une distance écologique moindre par rapport à l'écosystème de référence que par rapport à la tourbière non restaurée puisqu'un établissement rapide de diverses strates végétales a été observé huit ans après la restauration d'une tourbière par transfert du tapis muscinal (Rocheffort *et al.* En préparation). De plus, la composition en espèces de la tourbière restaurée a été comparée à la tourbière d'emprunt pour identifier les espèces récalcitrantes ou favorisées par la technique de restauration par transfert du tapis muscinal. Nous nous attendons à ce qu'il n'y ait aucune espèce récalcitrante, mais qu'il y ait des espèces favorisées sur le site restauré, particulièrement pour les espèces d'herbacées, déjà identifiées comme surabondantes dans une tourbière restaurée (Rocheffort *et al.* En préparation).

2.2 Méthodes

Le site d'étude est la tourbière de Bois-des-Bel (BDB - 47°48'N, 69°31'W) qui est située près de Rivière-du-Loup, sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, à 200 km au nord-est de Québec. Pour cette région, les données de température moyenne en janvier et en juillet sont respectivement de -12,6°C et 17,8 °C, alors que, annuellement, il tombe 963 mm de précipitations, dont 685 mm sous forme de pluie (Service météorologique du Canada 2011). La tourbière couvre 202 ha, dont 11,5 ha ont été exploités industriellement (c'est-à-dire par aspiration) pour la tourbe dans les années 1970. Environ un mètre de tourbe a été récolté sur le site, laissant un dépôt de tourbe résiduelle de deux mètres. À l'automne 1999 et en 2000, une zone de 8,4 ha a été restaurée alors que 2,1 ha sont demeurés à l'état non restauré afin de servir de zone de comparaison. Entre les zones restaurée et non restaurée, un hectare sert de zone tampon (Figure 2.1). Ce dispositif est considéré comme quasi-expérimental puisque le traitement de restauration n'a pas été assigné aléatoirement et n'a pas été répété. Cette pratique est toutefois commune en restauration (Block *et al.* 2001). En effet, lors de la restauration d'une tourbière, il faut remouiller la majorité du site pour restaurer l'hydrologie du milieu, ce qui ne permet pas une distribution aléatoire des zones remouillées et non remouillées (témoin).

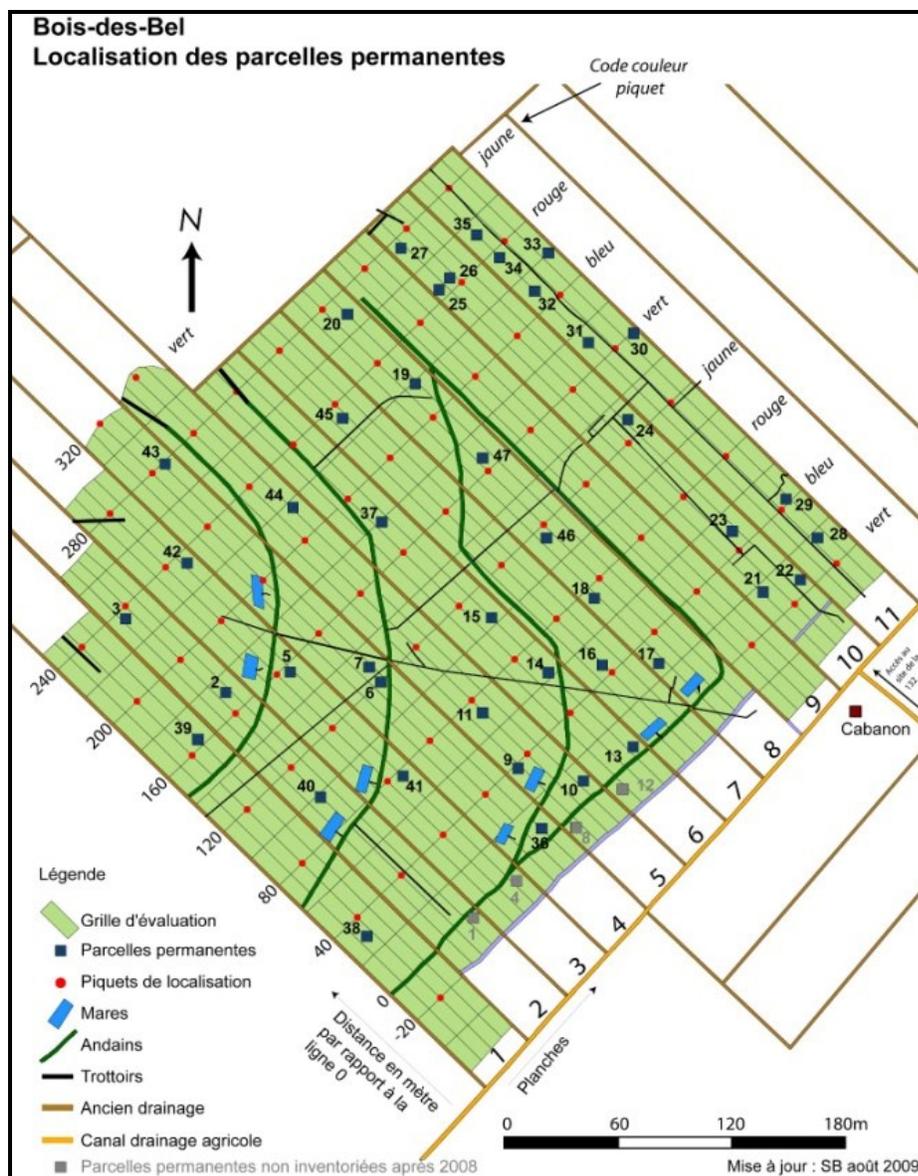


Figure 2.1 Emplacement des parcelles (carrés bleu foncé) de la tourbière de Bois-des-Bel, dont la végétation a été échantillonnée dans la zone restaurée depuis neuf ans par la technique de transfert du tapis muscinal (planches un à huit) et dans la zone non restaurée depuis trente ans (planches dix et onze). Les nombres au bas de la figure correspondent aux numéros des planches. De plus, les mares (rectangles bleu pâle) et les andains (lignes vert foncé) construits lors de la restauration sont présentés, ainsi que les canaux qui ont été bloqués (c'est-à-dire les zones de drainage lors de l'exploitation, lignes brun pâle). La zone tampon correspond à la planche neuf (GRET 2009).

Une étude dans la même région que BDB indique que les tourbières représentaient 8 % (1352 ha) du territoire en 2000 (Pellerin 2003). Pellerin et Lavoie (2003) ont montré que la plupart des tourbières de la région sont de plus en plus perturbées par les activités

anthropiques (l'extraction de la tourbe, la foresterie ou les activités agricoles) et qu'entre 1948 et 1995, le couvert forestier a augmenté de 22,5 % à 56,5 %. La zone naturelle de BDB a été retenue comme écosystème de référence puisque c'est la tourbière la plus intègre de la région et la plus grande (189 ha; Lachance 2005). D'ailleurs, une étude paléoécologique a montré que son assemblage de plantes a été stable sur des milliers d'années (Lavoie *et al.* 2001). Il est toutefois important de noter que c'est une tourbière à caractère forestier puisqu'on y trouve des arbres d'environ dix mètres de haut (Campbell *et al.* 2002) et que son couvert forestier total était de 67,5 % en 1995, ce qui représente une augmentation de 25 % depuis 1948 (Pellerin et Lavoie 2003). Il est acceptable d'utiliser la zone naturelle de Bois-des-Bel comme seul site représentant l'écosystème de référence puisqu'il est possible d'obtenir des données écologiques contemporaines ainsi que des données sur l'historique récent et ancien de la tourbière (White et Walker 1997).

Certaines des zones de la grande tourbière de Rivière-du-Loup, secteur Saint-Antonin (47°47'N, 69°29'W), ont servi de tourbière d'emprunt pour la restauration de BDB. Située à 20 km au sud de BDB, cette tourbière consiste en une quinzaine d'hectares entourés de routes, de fossés et de champs agricoles. Selon Rochefort *et al.* (2002), les espèces suivantes étaient dominantes : *Kalmia angustifolia* L., *Polytrichum strictum* Brid., *Sphagnum fuscum* (Schimp.) Klinggr. et *Sphagnum rubellum* Wils.

Des parcelles mesurant 3 x 8 m ont été établies aléatoirement en 1999 pour les zones restaurée (n = 28) et non restaurée (n = 15) de BDB (Figure 2.1). Les emplacements des parcelles de la zone naturelle de BDB (n = 15) et de la tourbière d'emprunt (n = 10) ont été déterminés au hasard à partir d'une photo aérienne de BDB (échelle 1 : 15000, 1995), digitalisée dans un programme SIG (ArcGIS 9 version 9.3), et du programme Google Earth. Les parcelles ont été positionnées sur le terrain avec un système de positionnement universel (GPS). Un effort a été fait pour disposer le tiers des parcelles dans des zones « ouvertes », où le recouvrement forestier, d'une hauteur d'au moins 1,5 m, ne dépassait pas 50 %. Afin de contrer les effets des perturbations entourant la zone naturelle de BDB, les parcelles ont été localisées à 200 m de tout fossé, route, champ agricole et site d'enfouissement. Il était impossible d'appliquer cette mesure à Saint-Antonin, le site

d'emprunt, puisque la tourbière était trop petite. La hauteur de trois individus de la cohorte la plus vieille pour les strates des éricacées et des herbacées a été mesurée pour les parcelles des zones restaurée, non restaurée et naturelle. Mis à part ces mesures de hauteur, seule la catégorie « tourbe nue et litière » a été associée à une classe de couvert (0 = 0 %, + = présence, 1 = 1-10 %, 2 = 11-25 %, 3 = 26-50 %, 4 = 51-75 %, 5 = 76-100 %) au sein des grandes parcelles. La médiane des classes est utilisée dans les analyses.

Au sein de chacune des parcelles de 3 x 8 m, six unités circulaires de 0,385 m² ont été systématiquement distribuées (Figure 2.2). Le recouvrement au sol (%) des strates des arbres/arbustes, des éricacées, des herbacées, des sphaignes, des mousses autres que les sphaignes, des hépatiques et des lichens a été évalué, ainsi que celui de chaque espèce présente. Les lichens n'ont pas été inclus dans les analyses de composition en espèces puisqu'ils sont peu abondants dans les tourbières naturelles (Dunford *et al.* 2006) et ne sont pas une strate végétale d'intérêt dans la technique de restauration par transfert du tapis muscinal. Le système d'information taxonomique intégré (SITI) a été utilisé comme référence pour les noms officiels des espèces (Annexe I; Tableau 2.2; Gouvernement du Canada 2009).

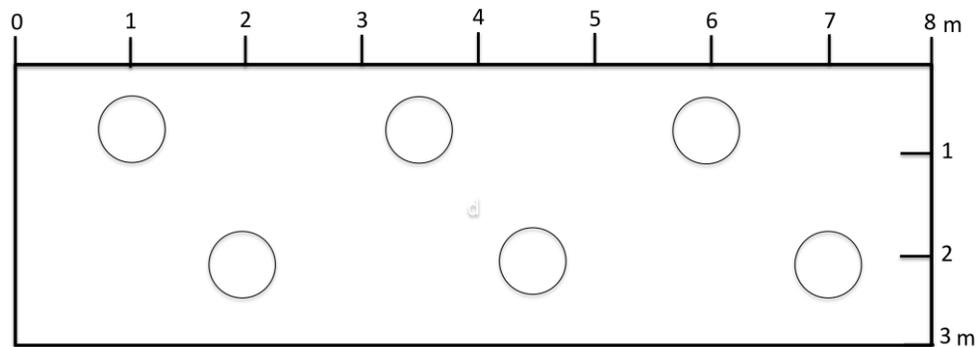


Figure 2.2 Exemple d'une parcelle de 3 x 8 m et des six unités circulaires (0,385 m²) incluses et systématiquement distribuées. La hauteur de trois individus de la cohorte la plus vieille pour les strates des éricacées et des herbacées ainsi qu'une classe de recouvrement au sol de la tourbe nue et de la litière ont été évaluées dans chaque parcelle. Les six unités étaient échantillonnées pour le recouvrement au sol (%) de diverses strates de végétation et de toutes les espèces trouvées. La moyenne des six unités circulaires a été attribuée à chaque parcelle et a été utilisée dans les analyses subséquentes. Cette figure a été adaptée du protocole du GRET (2009).

Pour chaque parcelle, la moyenne des abondances des six unités circulaires a été calculée. Dans les analyses subséquentes, l'abondance des strates végétales sera utilisée pour évaluer la structure de la végétation, alors que l'abondance de toutes les espèces servira à caractériser la composition en espèces des différentes zones analysées. Ces données ont subi la transformation de Hellinger afin de contrer le paradoxe des doubles zéros trouvé dans les jeux de données d'abondance d'espèces et causé par la présence de quelques espèces très abondantes et de plusieurs espèces rares (Legendre et Legendre 1998). Les espèces n'ayant qu'une ou deux présences ont été supprimées puisque la transformation d'Hellinger fait en sorte que les différences entre les espèces abondantes vont contribuer fortement à l'association des types de sites similaires alors que les espèces rares ont très peu de poids (Legendre et Legendre 1998). Des analyses de redondances (ADR), où les types de sites sont les variables environnementales, ont été utilisées pour tester la relation entre 1) les strates végétales des zones restaurée, non restaurée et naturelle, 2) la composition en espèces par strate de végétation a) d'arbres/arbustes et éricacées, b) d'herbacées et c) de bryophytes (mousses, sphaignes et hépatiques) des zones restaurée, non restaurée et naturelle, et 3) la composition en espèces de la zone restaurée et de la tourbière d'emprunt. Pour chaque axe, la proportion ajustée (r^2 ajusté) de la variation de la disposition des strates végétales ou des espèces a été calculée. Des permutations de Monte-Carlo, restreintes au nombre de 500, ont été effectuées pour chacune des analyses de redondances pour voir si 1) l'ensemble du modèle, 2) les axes d'ordination contraints et 3) chacune des variables contraignantes (types de sites) étaient significatifs ($p < 0,05$). Dans l'analyse de la composition en espèces de la zone de Bois-des-Bel restaurée depuis neuf ans et de la tourbière d'emprunt, il n'y avait que deux types de sites, donc l'analyse de redondance n'avait qu'un seul axe contraint. Une espèce qui se trouvait au-delà du centroïde de la zone restaurée était une espèce favorisée par la technique de restauration par transfert du tapis muscinal, alors qu'une espèce qui se trouvait au-delà du centroïde de la tourbière d'emprunt était récalcitrante à la technique de restauration par transfert du tapis muscinal. *Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw et *Sphagnum rubellum* sont considérées comme une seule espèce dans cette analyse puisqu'elles ont été distinguées au microscope dans la tourbière de Saint-Antonin alors que seule une identification morphologique de terrain a été effectuée dans la zone restaurée de

BDB. Les abondances des différentes strates de végétation et de quelques espèces dominantes des communautés des trois zones de Bois-des-Bel et de la tourbière d'emprunt sont présentées à l'Annexe II (Tableau 2.3) et mentionnées lorsqu'elles facilitent l'interprétation des résultats. Toutes les analyses ont été effectuées avec le logiciel R 2.10.1 (R Development Core Team 2009) à l'aide des bibliothèques Vegan (Oksanen *et al.* 2010) et Ade4 (Chessel *et al.* 2004).

2.3 Résultats

Les zones restaurée, non restaurée et naturelle de Bois-des-Bel avaient une structure et une composition en espèces qui leur étaient propres puisque chacun des modèles étudiés étaient significatifs, de même que les axes contraints présentés (Annexe III; Tableau 2.4).

2.3.1 Structure végétale des zones restaurée, non restaurée et naturelle de Bois-des-Bel

La structure végétale de la zone restaurée était distincte de celle trouvée dans la zone non restaurée (voir axe 1 qui expliquait 45 % de la variance; Figure 2.3.a). Cette différence était principalement causée par la forte abondance de sphaignes dans la zone restaurée ($63,7 \pm 16,0$ %; Annexe II) alors qu'elles étaient pratiquement absentes de la zone non restaurée ($0,1 \pm 0,5$ %; Annexe II). Selon ce gradient associé aux sphaignes, la zone naturelle ($42,8 \pm 26,7$ %; Annexe II) avait moins de sphaignes que dans la zone restaurée mais plus que dans la zone non restaurée (voir axe 1, Figure 2.3.a). Les herbacées, quant à elles, étaient plutôt associées à la zone restaurée qui différait particulièrement de la zone naturelle à cet égard (voir axe 2 qui expliquait 14 % de la variance; Figure 2.3.a). La zone restaurée était également différente de la zone naturelle en regard de la présence accrue d'arbres et d'arbustes dans cette dernière. Les éricacées et les lichens étaient associés à la zone non restaurée. Pour ce qui est de la tourbe nue et de la litière, elles se retrouvaient en plus grande abondance dans la zone non restaurée ($68,3 \pm 27,6$ %; Annexe II) que dans la zone naturelle ($18,8 \pm 25,0$ %; Annexe II) ou que dans la zone restaurée ($10,9 \pm 10,2$ %; Annexe II). Par ailleurs, il est possible d'observer, par la dispersion des points qui représentent les parcelles échantillonnées, que la structure végétale de la zone restaurée était très homogène alors qu'elle était hétérogène dans les zones non restaurée et naturelle (Figure 2.3.a).

Figure 2.3.a. Strates végétales (voir titre en page 31).

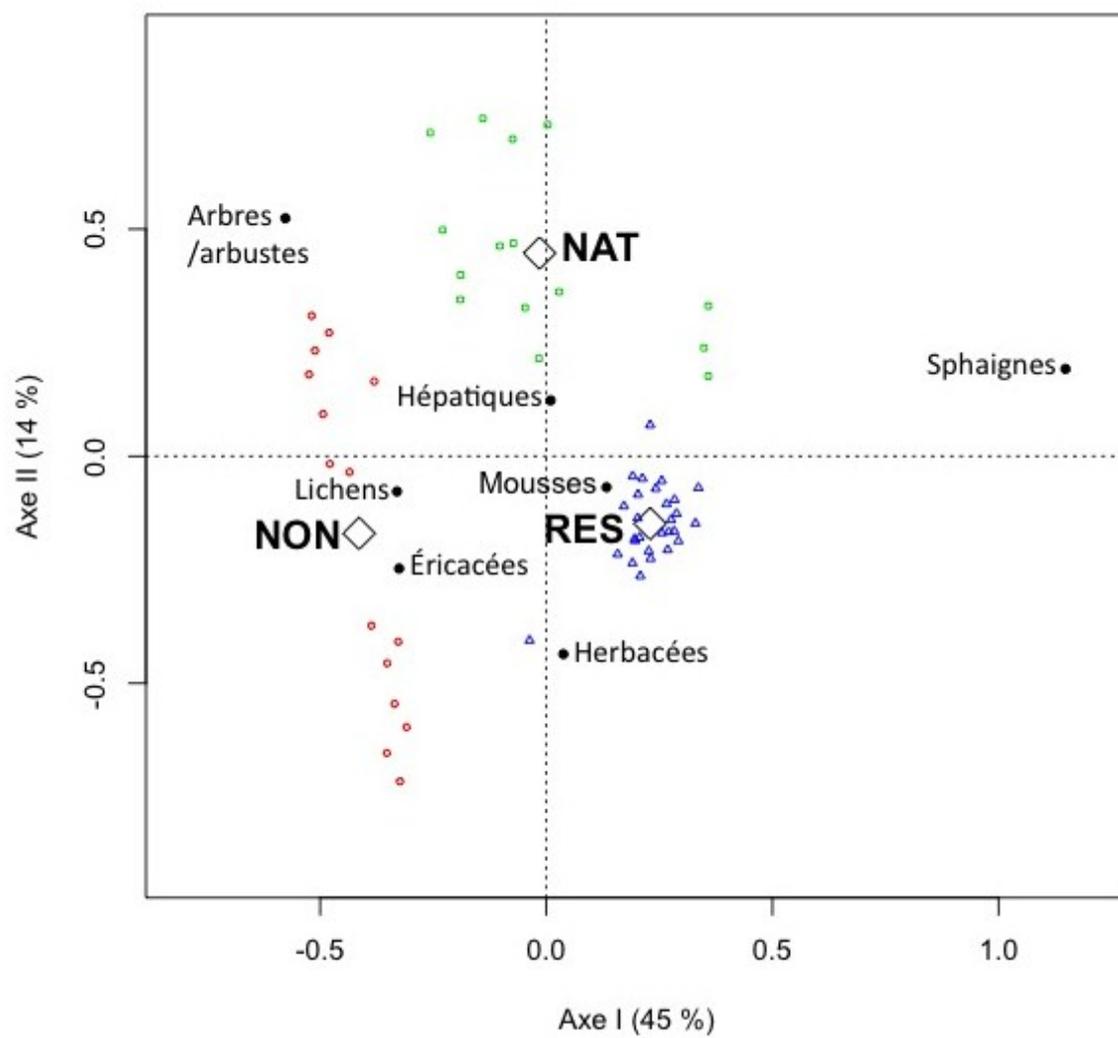


Figure 2.3.b. Bryophytes (sphaignes, mousses et hépatiques; voir titre en page 31).

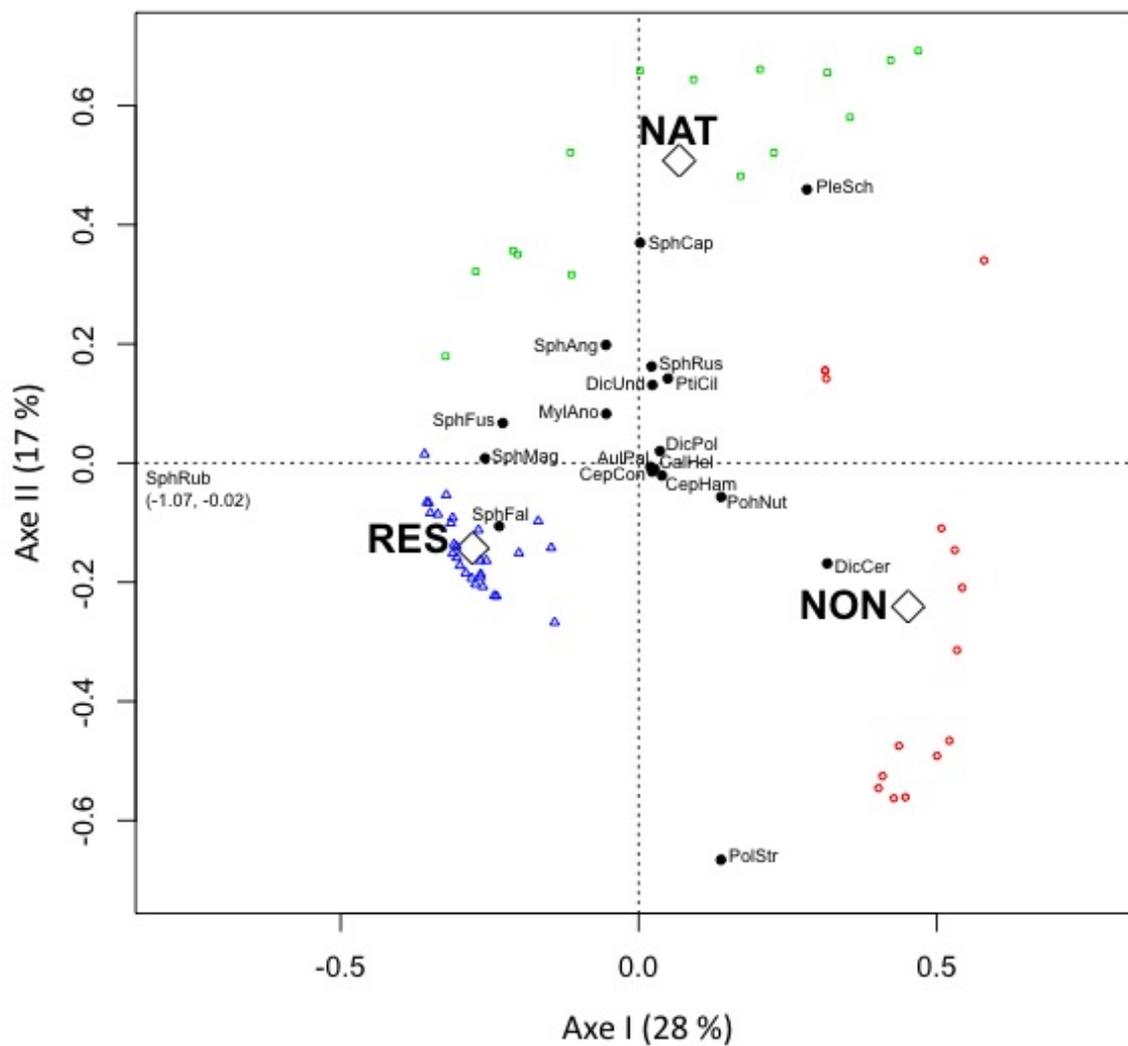


Figure 2.3.c. Herbacées (voir titre en page 31).

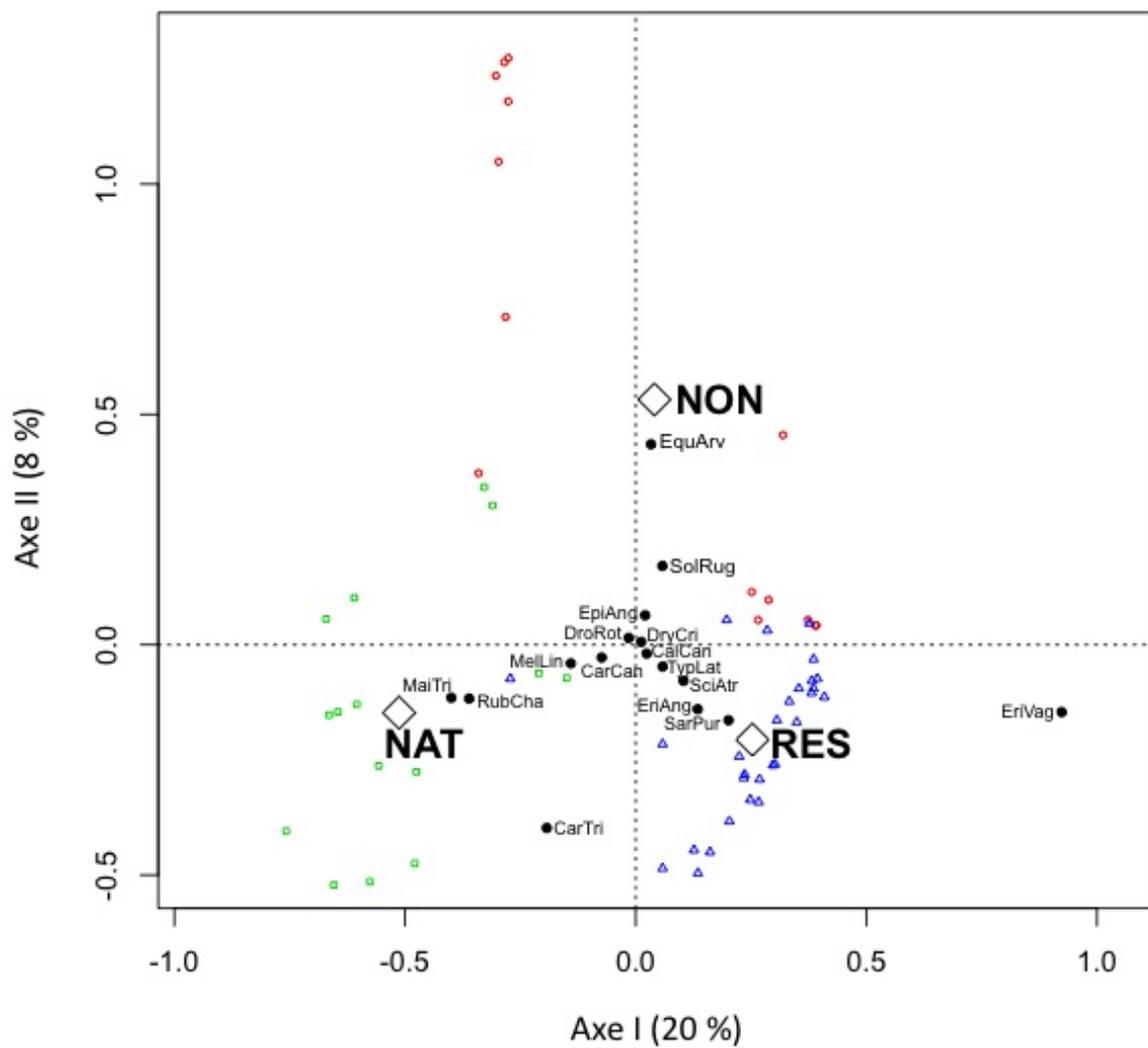


Figure 2.3.d. Arbres/arbustes et éricacées (voir titre en page 31).

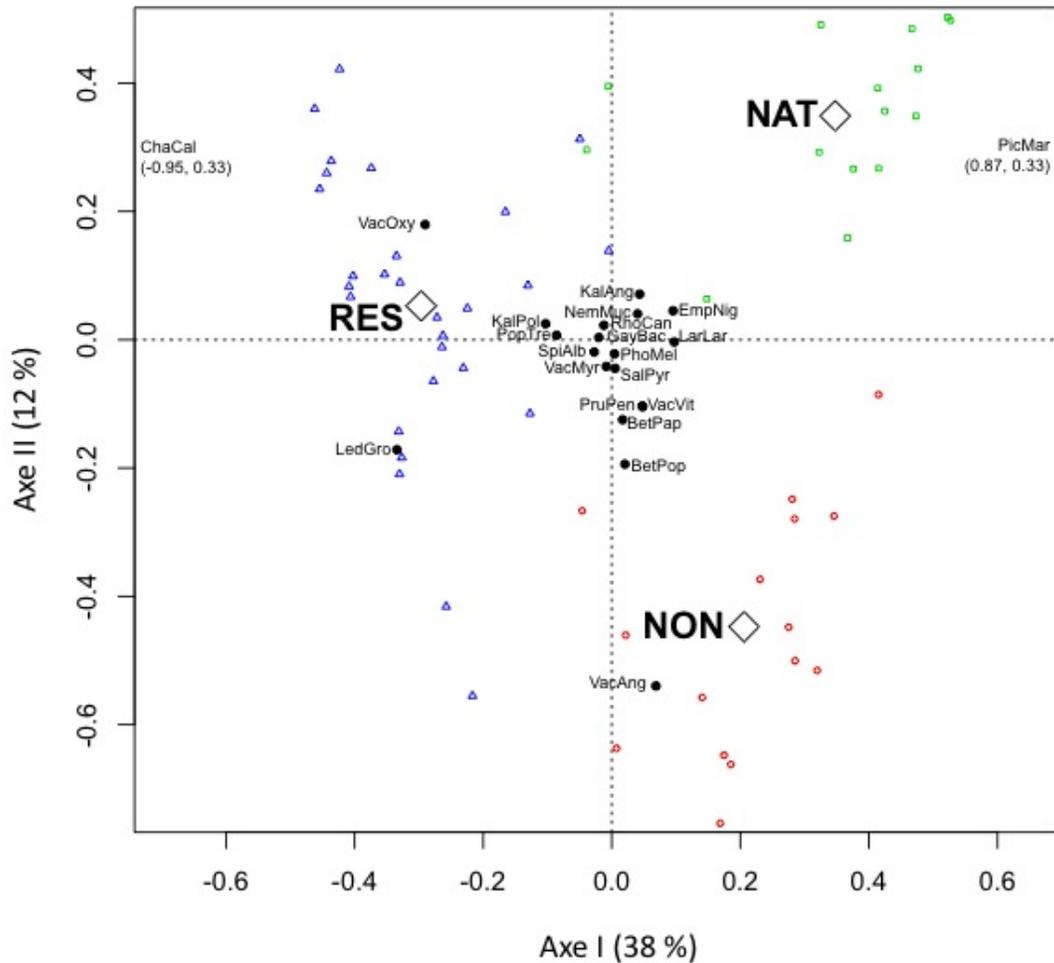


Figure 2.3 Analyse de redondance (ADR) a) des strates végétales et de la composition en espèces b) des bryophytes (sphaignes, mousses et hépatiques), c) des herbacées et d) des arbres/arbustes et éricacées de la tourbière de Bois-des-Bel dans la zone restaurée neuf ans après la restauration, la zone non restaurée et abandonnée depuis trente ans et la zone naturelle qui est l'écosystème de référence (cadrage 2). Les losanges représentent les centroïdes des zones inventoriées où les triangles bleus sont associés aux parcelles de la zone restaurée (RES), les cercles rouges sont associés aux parcelles de la zone non restaurée (NON) et les carrés verts sont associés aux parcelles de la zone naturelle (NAT). Pour chaque parcelle, la moyenne des données d'abondance des six unités circulaires de $0,385 \text{ m}^2$ qui y sont systématiquement distribuées a été utilisée et a subi la transformation Hellinger. Le pourcentage expliqué de la variance de l'abondance des différentes variables de végétation par chacun des axes est indiqué entre parenthèses. Les strates ou les espèces sont représentées par des cercles. Les espèces sont nommées à l'aide des trois premières lettres qui correspondent au genre alors que les trois dernières lettres correspondent à l'espèce (voir l'Annexe I pour les noms complets).

Les mesures de hauteurs approximatives des éricacées et des herbacées ont donné une description visuelle de la structure de la végétation. Les éricacées étaient plus basses dans la zone restaurée que dans les zones non restaurée et naturelle où leur hauteur était similaire (Tableau 2.1). Finalement, la hauteur des herbacées dans les zones restaurée et non restaurée était similaire, mais deux fois plus élevée que dans la zone naturelle (Tableau 2.1).

Tableau 2.1 Hauteur (en centimètre) de la cohorte la plus vieille pour les strates des éricacées et des herbacées mesurée dans les parcelles de 3 x 8 m pour les zones restaurée depuis neuf ans, non restaurée (abandonnée depuis trente ans) et naturelle (écosystème de référence).

Strate de végétation	Zone restaurée		Zone non restaurée		Zone naturelle	
	Moyenne	Écart type	Moyenne	Écart type	Moyenne	Écart type
<i>Éricacées</i>	26,9	± 7,8	47,9	± 27,0	44,0	± 15,8
<i>Herbacées</i>	31,7	± 11,0	37,9	± 18,9	16,5	± 6,9

2.3.2 Composition en espèces des zones restaurée, non restaurée et naturelle de Bois-des-Bel

Pour la composition en espèces des bryophytes, la zone restaurée était plus différente de la zone non restaurée que de la zone naturelle (voir axe I qui expliquait 28 % de la variance; Figure 2.3.b). La zone restaurée était caractérisée par plusieurs espèces de sphaignes : *Sphagnum rubellum*, *Sphagnum fuscum*, *Sphagnum fallax* (Klinggr.) Klinggr. et *Sphagnum magellanicum* Brid. Le deuxième axe présentait un gradient important bien que moindre qui opposait la zone naturelle aux zones restaurée et non restaurée (voir axe II qui expliquait 17 % de la variance; Figure 2.3.b). La mousse *Polytrichum strictum* était associée aux zones restaurée et non restaurée mais peu à la zone naturelle (voir axe II; Figure 2.3.b). Cette espèce était trouvée en plus grande abondance dans la zone restaurée que dans la zone non restaurée (voir Annexe II). Néanmoins, elle était plus fortement associée à la zone non restaurée qu'à la zone restaurée (Figure 2.3.b) puisque c'était l'espèce de mousse dominante de la zone non restaurée (voir Annexe II). *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Sphagnum capillifolium*, *Sphagnum angustifolium* (C. Jens. ex Russ.) C. Jens. in Tolf, *Sphagnum russowii* Warnst., *Ptilidium ciliare* (L.) et Nees étaient associés à la zone naturelle. Tel qu'indiqué par un grand rapprochement des parcelles de la zone restaurée, les bryophytes trouvées étaient similaires alors que les parcelles des zones

non restaurée et naturelle étaient plus distinctes, c'est-à-dire caractérisées par une composition de bryophytes plus diversifiée.

Pour les herbacées, la composition en espèces de la zone restaurée avait une dissimilarité plus importante avec les espèces trouvées dans la zone naturelle (voir axe I qui expliquait 20 % de la variance; Figure 2.3.c) qu'avec les espèces trouvées dans la zone non restaurée (voir axe II qui expliquait 8 % de la variance; Figure 2.3.c). Selon l'axe I (Figure 2.3.c), *Eriophorum vaginatum* L. était particulièrement importante dans la zone restaurée, puis dans la zone non restaurée. La zone restaurée se distinguait par la présence de *Sarracenia purpurea* L., de *Carex trisperma* Dewey, d'*Eriophorum angustifolium* Honckeny, de *Scirpus atrocinctus* Fern. et de *Typha latifolia* L. (Figure 2.3.c). Les espèces spécifiques à la zone non restaurée étaient *Equisetum arvense* L. et *Solidago rugosa* P.Mill. alors que *Maianthemum trifolium* (L.) Sloboda, *Rubus chamaemorus* L. et *Carex trisperma* étaient associées à la zone naturelle (Figure 2.3.c). Ici, l'étendue du nuage de points, qui représentaient les parcelles échantillonnées, était vaste pour toutes les zones étudiées. Donc, les espèces d'herbacées trouvées au sein des parcelles de chacune des zones étaient variables.

Finalement, la décortication de la strate d'arbres/arbustes et d'éricacées a montré un gradient sur le premier axe où la zone restaurée différait un peu plus de la zone naturelle que de la zone non restaurée (voir axe I qui expliquait 38 % de la variance; Figure 2.3.d). La différence entre la zone restaurée, où aucune espèce arborescente n'était importante, et la zone naturelle, était fortement influencée par *Picea mariana* (P.Mill.) B.S.P. (Figure 2.3.d). La zone non restaurée était caractérisée par plusieurs espèces d'arbres : *Betula papyrifera* Marsh., *Betula populifolia* Marsh. et *Prunus pensylvanica* L.f. Pour les éricacées, *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench., et, en moindre importance, *Vaccinium oxycoccos* L., contribuaient à distinguer la zone restaurée des deux autres zones. *Ledum groenlandicum* Oeder était aussi associé à la zone restaurée (Figure 2.3.d) bien que son abondance était légèrement plus élevée dans la zone non restaurée (voir Annexe II). *Vaccinium angustifolium* Ait. était plus abondante dans la zone non restaurée alors que *Kalmia angustifolia* était plus abondante dans la zone naturelle (Figure 2.3.d). Finalement,

les arbres/arbustes et les éricacées trouvés au sein de chacun des types de sites étaient variables puisque les nuages de points des parcelles échantillonnées étaient dispersés (Figure 2.3.d).

2.3.3 Composition en espèces de la zone restaurée depuis neuf ans par rapport à la tourbière d'emprunt

La composition en espèces de la zone restaurée depuis neuf ans a été comparée à la tourbière d'emprunt. Elle différait de manière significative entre les deux types de sites (Annexe III) et montrait un gradient important (36 % de la variance de toutes les espèces; Figure 2.4). Afin d'identifier les espèces récalcitrantes ou favorisées par la technique de restauration par transfert du tapis muscinal, l'axe contraint a été utilisé puisqu'il est significatif (Annexe III). L'espèce récalcitrante à la technique de restauration incluait *Kalmia angustifolia* (abondance de $1,1 \pm 0,8$ % en zone restaurée et de $26,4 \pm 12,5$ % en tourbière d'emprunt; Annexe III) alors que les espèces qui se retrouvaient en plus grande quantité dans la zone restaurée que dans la tourbière d'emprunt étaient : *Eriophorum vaginatum*, *Polytrichum strictum* ainsi que *Carex trisperma*, *Chamaedaphne calyculata* et *Sphagnum fallax* (Figure 2.4). En décortiquant la strate 1) d'arbres/arbustes et d'éricacées, 2) d'herbacées et 3) de bryophytes (sphaignes, mousses et hépatiques) individuellement, deux autres espèces récalcitrantes apparaissaient : *Picea mariana* et *Rubus chamaemorus*, ainsi que deux espèces favorisées dans la zone restaurée : *Ledum groenlandicum* et *Vaccinium oxycoccos* (graphiques non présentés).

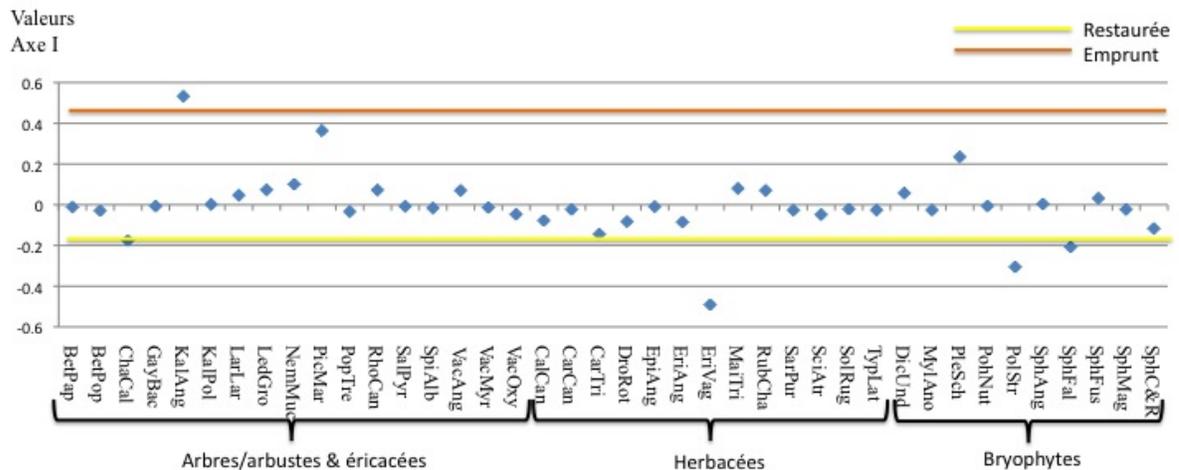


Figure 2.4 Analyse de redondance (ADR) de la composition en espèces de la zone restaurée depuis neuf ans de la tourbière Bois-des-Bel et de la tourbière de Saint-Antonin qui a servi de source de matériel végétal (tourbière d'emprunt) pour la restauration de Bois-des-Bel (cadrage 2). Les centroïdes des parcelles inventoriées sont représentés par des lignes horizontales (jaune pour la zone restaurée et orange pour la tourbière d'emprunt). Une espèce qui se trouvait au-dessous de la ligne du centroïde de la zone restaurée était une espèce favorisée par la technique de restauration par transfert du tapis muscinal alors qu'une espèce trouvée au-dessus de la ligne du centroïde de la tourbière d'emprunt était une espèce récalcitrante. L'axe I expliquait 36 % de la variance de l'abondance de toutes les espèces recensées sur la tourbière d'emprunt et la zone restaurée. Pour chaque parcelle, la moyenne des données d'abondance des six unités circulaires de 0,385 m² qui y sont systématiquement distribuées a été utilisée et transformée avec Hellinger. Les espèces sont nommées à l'aide des trois premières lettres qui correspondent au genre alors que les trois dernières lettres correspondent à l'espèce (voir l'Annexe I pour les noms complets). La seule exception est pour *Sphagnum capillifolium* et *Sphagnum rubellum* (identifiées par SphC&R) qui ont été considérées comme une seule espèce dans cette analyse puisque ces deux espèces ont été distinguées au microscope dans la tourbière de Saint-Antonin, alors que seule une identification morphologique de terrain a été effectuée dans la zone restaurée, ce qui aurait pu amener un biais dans l'analyse.

2.4 Discussion

L'évaluation des sites restaurés à long terme est primordiale pour assurer l'efficacité écologique des méthodes utilisées (Young *et al.* 2005). L'approche par communauté a montré que les zones restaurée, non restaurée et naturelle de BDB étaient significativement différentes quant à leur structure et leur composition en espèces végétales. À certains égards, la zone restaurée depuis neuf ans semblait plus similaire à la zone naturelle qu'à la zone non restaurée. Conséquemment, l'approche par communauté peut nous révéler grossièrement les distances écologiques entre les différents types de sites et nous aider à dresser un portrait du succès de la restauration.

2.4.1 Structure végétale des zones restaurée, non restaurée et naturelle de Bois-des-Bel

Il est déjà connu que les sphaignes reviennent très peu sur les sites non restaurés après l'exploitation par aspiration : des 395 planches étudiées par Poulin *et al.* (2005), seulement 21 % sont colonisées par des sphaignes et la plupart n'ont qu'un recouvrement de moins de 10 %. L'étude de Rochefort *et al.* (En préparation) indique que huit ans après la restauration de BDB, les sphaignes sont trouvées à ~ 63 %. Après neuf ans, les sphaignes atteignent un couvert de 64 % dans la zone restaurée, ce qui dépasse en moyenne de 21 % le couvert de sphaignes trouvé dans la zone naturelle. La comparaison de la zone restaurée après neuf ans et de l'écosystème de référence suggère le succès de la technique de restauration par transfert du tapis muscinal, en ce qui a trait au but de recréer un couvert végétal dominé par les sphaignes (Gorham et Rochefort 2003). Néanmoins, il est important d'ajouter un bémol à cette notion de succès puisque l'écosystème de référence utilisé par Rochefort *et al.* (En préparation), composé de sept tourbières, a une médiane de couvert de sphaigne atteignant 82 %. Donc, tout dépendant de l'écosystème de référence utilisé, la notion de succès du retour des sphaignes dans le site restauré est plus importante dans notre étude que dans celle de Rochefort *et al.* (En préparation). De plus, les herbacées semblent être un groupe de plantes profitant des conditions post-restauration. Nos résultats confirment ceux de Rochefort *et al.* (En préparation) qui avaient identifié les herbacées comme étant plus abondantes et diversifiées dans la zone restaurée depuis huit ans que dans les tourbières ombrotrophes naturelles, où elles ne sont pas prolifiques (Poulin *et al.* 2005). Les arbres/arbustes, quant à eux, caractérisaient surtout la zone naturelle et, en moindre importance, la zone non restaurée, ce qui confirme les résultats trouvés par Rochefort *et al.* (En préparation). Ce résultat n'est pas étonnant puisque la tourbière naturelle de Bois-des-Bel s'est afforestée au cours des 50 dernières années (Pellerin et Lavoie 2003) et que le couvert forestier est bien établi. De plus, il a été montré que les arbres/arbustes et les éricacées ont une grande capacité de recolonisation des tourbières abandonnées (Lavoie et Rochefort 1996). Deux des facteurs expliquant cette situation sont l'abondance des arbres/arbustes et des éricacées sur les bordures des tourbières exploitées et la facilité de dissémination de leurs graines par le vent (Campbell *et al.* 2003). À BDB, le potentiel d'immigration des graines des arbres/arbustes et des éricacées est élevée puisque la bordure de la zone exploitée a une abondance élevée de ces strates (A. D'Astous observation

personnelle). Les lichens étaient associés à la zone non restaurée mais leur couvert restait faible. Il est connu que les lichens, tel que *Cladina rangiferina* (L.) Nyl. et *Cladonia* spp., peuvent vivre dans des conditions acides (~ 3.60) ainsi que sur un substrat de tourbe qui contient un faible pourcentage d'eau (~ 55 %; Anderson *et al.* 1995), deux conditions trouvées dans la zone non restaurée (Andersen *et al.* 2006; Shantz et Price 2006). En effet, la zone non restaurée avait l'abondance la plus élevée de tourbe nue et de litière, suivi par la zone naturelle et par la zone restaurée. Due à la méthode d'acquisition des données, il n'est pas possible de connaître la proportion de tourbe nue par rapport à la litière dans les zones étudiées. Néanmoins, il est attendu que la litière soit plus importante dans la zone naturelle, puis dans la zone non restaurée et, finalement, dans la zone restaurée en raison de la plus forte présence d'éricacées qui perdent leurs feuilles après deux saisons de croissance (Reader et Stewart 1972) et des arbres qui perdent leurs aiguilles. Finalement, la structure des parcelles de la zone restaurée après neuf ans était homogène alors que celle trouvée dans les zones non restaurée et naturelle était hétérogène. L'uniformisation de la topographie du site au cours d'une des étapes de la restauration par transfert du tapis muscinal (voir section 1.7) et l'utilisation du matériel végétal provenant d'une seule tourbière (St-Antonin) en sont probablement la cause. Les espèces structurant les zones restaurée, non restaurée et naturelle de BDB ont été étudiées avec l'analyse de composition en espèces discutée ci-après.

2.4.2 Composition en espèces des zones restaurée, non restaurée et naturelle de Bois-des-Bel

Strate muscinale

Lachance et Lavoie (2004) indiquent que les tourbières non perturbées de la région ont une couverture « extensive de bryophytes composée de plusieurs espèces de sphaignes (*Sphagnum fuscum*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum rubellum* [...]) et de mousses (*Polytrichum strictum*) ». La zone restaurée de Bois-des-Bel était caractérisée par diverses espèces de sphaignes. Plus particulièrement, *Sphagnum rubellum* a été favorisée par la technique de restauration par transfert du tapis muscinal. Neuf ans après la restauration, cette espèce dominait la communauté des bryophytes. *Sphagnum fuscum* et *Sphagnum magellanicum* ont été trouvées en moindre abondance. *Sphagnum rubellum* et, plus particulièrement, *Sphagnum fuscum* sont reconnues comme les espèces de sphaignes ayant

la meilleure capacité de coloniser la tourbe nue, alors que *Sphagnum magellanicum* s'établit plus facilement en présence de ces deux espèces (Chirino *et al.* 2006). Les espèces qui semblent avoir été favorisées par la technique de restauration du transfert de tapis muscinal incluent aussi : *Sphagnum fallax* et *Polytrichum strictum*. *Sphagnum fallax* est reconnue comme ayant une capacité de croissance et de reproduction rapide sous des conditions très humides (Grosvernier *et al.* 1997). *Polytrichum strictum* est favorisée par la fertilisation les premières années suivant la restauration (Groeneveld et Rochefort 2002; Lavoie *et al.* 2001) et cette espèce est restée importante dans la zone restaurée après neuf ans. Elle est aussi associée à la zone non restaurée bien qu'en plus faible proportion. Les facteurs qui peuvent expliquer sa présence en zone non restaurée sont qu'elle 1) peut résister à l'instabilité du substrat causée par le soulèvement gélocal (Groeneveld et Rochefort 2005), 2) est fertile et 3) est facilement dispersée par le vent (Campbell *et al.* 2003). Finalement, *Sphagnum capillifolium*, *Sphagnum angustifolium*, *Sphagnum russowii*, *Pleurozium schreberi* et *Ptilidium ciliare* ont été recensées dans l'assemblage de bryophytes de la zone naturelle de BDB et sont typiques des tourbières forestières (Sorenson *et al.* 2004).

Herbacées

La composition en espèces de la strate d'herbacées représentait la principale différence entre la zone restaurée de BDB et l'écosystème de référence (Figure 2.3.c). Lachance et Lavoie (2004) ont identifié le paysage agricole qui entoure les tourbières comme étant responsable de l'introduction des herbacées atypiques. Certaines espèces, *Carex trisperma* et *Eriophorum vaginatum*, ont été favorisées par la technique de restauration du transfert de tapis muscinal. *Carex trisperma* est une espèce généraliste qui est typique des tourbières canadiennes (Gignac *et al.* 2004). Elle était déjà présente sur le site d'emprunt et a pu proliférer sur le site restauré. Quant à *Eriophorum vaginatum*, c'est une espèce qui est connue comme ayant un fort potentiel d'envahissement des tourbières perturbées dès que les conditions hydriques s'améliorent, et ce, grâce à sa grande capacité de production de graines (Lavoie *et al.* 2005) et de dissémination par le vent (Campbell *et al.* 2003). Elle était également présente dans la zone non restaurée au moment de la restauration, donc elle a pu facilement immigrer vers la zone restaurée et s'établir suite à

l'élévation du niveau de la nappe phréatique (Shantz et Price 2006). *Eriophorum angustifolium* et *Sarracenia purpurea* sont des espèces préférentielles de tourbières (Garneau 2001) et étaient de retour dans la zone restaurée après neuf ans. *Rubus chamaemorus*, quant à elle, s'établit difficilement. Cette espèce est associée aux tourbières (Garneau 2001), mais BDB se situe à la limite sud de son aire de répartition, qui est circumpolaire (Hultén et Fries 1986). Ajoutons que cette espèce est reconnue comme ayant une production de graines faible et irrégulière (Agren 1988), ce qui a pu contribuer à diminuer son succès d'établissement. De plus, il a été montré qu'au moins vingt cm de rhizome devaient être transplantés pour qu'elle puisse bien s'établir de manière végétative dans les tourbières abandonnées (Bellemare *et al.* 2009). Il est possible que deux des étapes de la restauration par transfert du tapis muscinal, le prélèvement de la couche des dix premiers centimètres de la tourbière d'emprunt combinée à la fragmentation des rhizomes composant le matériel végétal transféré, ait empêché sa propagation clonale. La présence d'espèces associées à des habitats de milieux humides telles que *Scirpus atrocinctus* et *Typha latifolia* semble unique à la zone restaurée. L'état d'abandon suite à l'exploitation de BDB a duré de nombreuses années (> 20 ans). Ce long interval de temps où la tourbière est restée non restaurée a probablement facilité l'établissement de *Typha latifolia* qui a la capacité d'être envahissante dans les milieux humides perturbés (Shih et Finkelstein 2008). Par la suite, le dépôt de graines et de rhizomes dans les canaux de BDB au cours de la technique de transfert du tapis muscinal a pu favoriser *Typha latifolia* les premières années suivant la restauration (chapitre 3). Une fois établie, cette espèce a la capacité de diminuer l'établissement des autres espèces (Vaccaro *et al.* 2009), ce qui peut expliquer sa présence même neuf ans après la restauration. À l'opposé, *Equisetum arvense* et *Solidago rugosa*, qui sont des espèces rudérales qui avaient colonisé BDB les premières années suivant sa restauration (chapitre 3) étaient, après neuf ans, seulement caractéristiques de la zone non restaurée. En somme, la zone restaurée de BDB est composée de diverses espèces d'herbacées, plusieurs espèces préférentielles aux tourbières dont une à caractère envahissant (c'est-à-dire *Eriophorum vaginatum*) et d'autres espèces atypiques de la zone naturelle de BDB.

Arbres/arbustes

Aucune espèce d'arbre n'était dominante au sein de la communauté de la zone restaurée. Puisque la végétation de la zone restaurée a été enlevée dans l'une des premières étapes de la technique de restauration par transfert du tapis muscinal, toutes les plantes qui y étaient présentes n'avaient pas eu plus de neuf saisons de croissance. Par conséquent, il est normal que les arbres ne puissent pas avoir une prédominance dans la communauté puisqu'ils prennent plusieurs années à s'établir et à grandir. Bien que *Picea mariana* a été identifiée comme étant une espèce récalcitrante, il n'est pas nécessaire de prendre des actions pour favoriser cette espèce puisque la région aux alentours de BDB perd ses tourbières ouvertes et voit son couvert forestier augmenter en raison des activités anthropiques (Pellerin et Lavoie 2003), ce qui peut conférer un certain attrait pour restaurer un site plus ouvert à Bois-des-Bel. *Betula papyrifera*, *Betula populifolia* et *Prunus pensylvanica* étaient importantes dans la zone non restaurée et la diversité de cette strate arborescente est indicative d'une tourbière qui est de plus en plus perturbée (Lachance et Lavoie 2004). Comparés aux autres strates végétales, les arbres ont la meilleure capacité de dissémination par le vent, particulièrement *Betula papyrifera* (Campbell *et al.* 2003), qui a aussi une croissance rapide et *Betula populifolia* (Campbell et Rochefort 2003). Ces deux espèces ont aussi une bonne capacité de pénétration des racines qui varient entre 61 et 65 cm après 21 jours de croissance dans un substrat similaire à celui trouvé dans la zone non restaurée (Campbell et Rochefort 2003). Ces espèces semblent ainsi avantagées par une nappe phréatique basse et par le drainage associés aux tourbières abandonnées (Price *et al.* 2003).

Éricacées

Les espèces ont été favorisées par la technique de transfert du tapis muscinal sont : *Chamaedaphne calyculata*, *Vaccinium oxycoccos* et *Ledum groenlandicum*. *Chamaedaphne calyculata* produit beaucoup de petites graines, ce qui peut favoriser sa recolonisation (Campbell et Rochefort 2003). *Vaccinium oxycoccos*, qui est peu présente sur les bordures des tourbières (Campbell *et al.* 2003), est bien établie après neuf ans. Ainsi, la présence de ces espèces doit principalement avoir été favorisée par la technique de restauration. *Ledum groenlandicum* semble avoir une bonne capacité de se régénérer sur la

tourbe résiduelle puisqu'elle a l'un des deux plus grands potentiels d'immigration des plantes vasculaires en raison de sa fertilité élevée (Campbell *et al.* 2003). De plus, *Ledum groenlandicum* serait favorisée puisqu'elle produit d'importantes quantités de petites graines (Campbell et Rochefort 2003). *Kalmia angustifolia* qui est aussi commune dans les tourbières naturelles (Poulin *et al.* 2005; Lachance et Lavoie 2004) s'est établie en faible abondance neuf ans après la restauration. C'est une espèce qui a des petites graines qui pèsent très peu (Campbell et Rochefort 2003) et qui ont une capacité élevée à être disséminées par le vent, d'autant plus que c'est une espèce présente en forte abondance sur les bordures des tourbières et très fécondes (Campbell *et al.* 2003). De plus, cette espèce était dominante dans la tourbière d'emprunt (Rochefort *et al.* 2002). Pour l'instant, la raison de sa difficulté d'établissement au sein de la zone restaurée n'est pas claire. Finalement, la zone non restaurée était caractérisée par *Vaccinium angustifolium*, l'une des quatre espèces d'éricacées les plus communes dans les tourbières non restaurées (Poulin *et al.* 2005). Campbell *et al.* (2003) ont indiqué que la dissémination par les animaux aidait la colonisation de cette espèce dans les tourbières abandonnées.

2.5 Conclusion

Notre étude a permis d'associer les strates ou les espèces dominantes aux différentes zones étudiées. Nous avons d'abord montré que la zone restaurée s'éloigne de la zone non restaurée en ce qui a trait à la structure végétale. Après neuf ans, un certain succès a été atteint puisque les sphaignes étaient fortement prédominantes dans la zone restaurée par rapport à la zone naturelle de Bois-des-Bel. Pour la composition en espèces, les herbacées sont une des strates qui opposent la zone restaurée à la zone naturelle. Ajoutons qu'il est connu que les herbacées sont peu importantes en tourbière naturelle (Moore *et al.* 2002). C'est pourquoi une étude utilisant les caractéristiques écologiques des herbacées sera faite au chapitre 3 afin d'approfondir les processus sous-jacents à la dynamique des herbacées dans la zone restaurée (Cingolani *et al.* 2007; Lavorel *et al.* 1997). Du point de vue de la composition en espèces, la zone restaurée reste unique bien qu'elle tende vers la zone naturelle pour ce qui est de la composition en espèces des bryophytes et des arbres/arbustes et des éricacées. En somme, la technique de restauration par transfert du tapis muscinal montre un site homogène quant à la structure et à la composition en espèces. Des efforts supplémentaires seront nécessaires pour le rétablissement de la biodiversité typique d'une

tourbière et le rétablissement d'espèces particulières telles que *Rubus chamaemorus* ou *Kalmia angustifolia*. Par contre, il est aussi possible qu'une évaluation faite plus longtemps après la restauration montrerait le retour de la biodiversité ou de ces espèces, comme le suggère l'étude de Haapalehto *et al.* (2011) qui évaluait le succès de restauration d'une tourbière après 10 ans, préalablement drainée pour des activités de foresterie en Europe. De plus, l'évaluation à long terme de plusieurs projets de restauration à l'aide de la technique du transfert de tapis muscinal permettra d'indiquer si les espèces trouvées à BDB après neuf ans sont indicatrices de succès ou de confirmer la présence d'espèces récalcitrantes (Dufréne et Legendre 1997). Notre recherche servira de référence puisqu'elle est la première à comparer la végétation d'une tourbière, à partir d'un projet de restauration par la technique du transfert de tapis muscinal suivi depuis neuf ans, avec la végétation des zones non restaurée et naturelle.

2.6 Références

- Agren, J. 1988. "Between-year variation in flowering and fruit set in frost-prone and frost-sheltered populations of dioecious *Rubus chamaemorus*." *Oecologia* 76: 175-183.
- Andersen, R., A.-J. Francez, et L. Rochefort. 2006. "The physicochemical and microbiological status of a restored bog in Québec: Identification of relevant criteria to monitor success." *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1375-1387.
- Anderson, D.S., R.B. Davis, et J.A. Janssens. 1995. "Relationships of bryophytes and lichens to environmental gradients in Maine peatlands." *Vegetatio* 120: 147-159.
- Bakker, J.P., A.P. Grootjans, M. Hermy, et P. Poschod. 2000. "How to define targets for ecological restoration? - Introduction." *Applied Vegetation Science* 3: 3-6.
- Bantilan-Smith, M., G.L. Bruland, R.A. MacKenzie, A.R. Henry, et C.R. Ryder. 2009. "A Comparison of the Vegetation and Soils of Natural, Restored, and Created Coastal Lowland Wetlands in Hawai'i." *Wetlands* 29: 1023-1035.
- Bellemare, M., L. Lapointe, G. Chiasson, J.-Y. Daigle, et L. Rochefort. 2009. "Conditions favouring survival of cloudberry (*Rubus chamaemorus*) rhizomes planted in cutover peatland." *Mires and Peat* 5: 1-8.
- Benayas, J.M.R., A.C. Newton, A. Diaz, et J.M. Bullock. 2009. "Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis." *Science* 325: 1121-1124.
- Bernhardt, E.S., M.A. Palmer, J.D. Allan, G. Alexander, K. Barnas, S. Brooks, J. Carr, *et al.* 2005. "Synthesizing U.S. river restoration efforts." *Science* 308: 636-637.
- Block, W.M., A.B. Franklin, J.P. Ward Jr., J.L. Ganey, et G.C. White. 2001. "Design and Implementation of Monitoring Studies to Evaluate the Success of Ecological Restoration on Wildlife." *Restoration Ecology* 9: 293-303.
- Brinson, M.M., et R. Rheinhardt. 1996. "The Role of Reference Wetlands in Functional Assessment and Mitigation." *Ecological Applications* 6: 69-76.

- Campbell, D.R., L. Rochefort, et C. Lavoie. 2003. "Determining the Immigration Potential of Plants Colonizing Disturbed Environments: The Case of Milled Peatlands in Quebec." *Journal of Applied Ecology* 40: 78-91.
- Campbell, D.R., et L. Rochefort. 2003. "Germination and seedling growth of bog plants in relation to the recolonization of milled peatlands." *Plant Ecology* 169: 71-84.
- Campbell, D.R., C. Lavoie, et L. Rochefort. 2002. "Wind erosion and surface stability in abandoned milled peatlands." *Canadian Journal of Soil Science* 82: 85-95.
- Chessel, D., A.B. Dufour, et J. Thioulouse. 2004. "The ade4 package - I: One-table methods." *R News* 4: 5-10.
- Chirino, C., S. Campeau, et L. Rochefort. 2006. "*Sphagnum* establishment on bare peat: The importance of climatic variability and *Sphagnum* species richness." *Applied Vegetation Science* 9: 285-294.
- Cingolani, A.M., M. Cabido, D.E. Gurvich, D. Renison, et S. Díaz. 2007. "Filtering processes in the assembly of plant communities: Are species presence and abundance driven by the same traits?" *Journal of Vegetation Science* 18: 911-920.
- Dufour, S., et H. Piégay. 2009. "From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits." *River Research and Applications* 25: 568-581.
- Dufrêne, M., et P. Legendre. 1997. "Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach." *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Dunford, J.S., P.D. McLoughlin, F. Dalerum, et S. Boutin. 2006. "Lichen abundance in the peatlands of northern Alberta: Implications for boreal caribou." *Ecoscience* 13: 469-474.
- Follstad Shah, J.J., C.N. Dahm, S.P. Gloss, et E.S. Bernhardt. 2007. "River and Riparian Restoration in the Southwest: Results of the National River Restoration Science Synthesis Project." *Restoration Ecology* 15: 550-562.
- Garneau, M. 2001. "Statut trophique des taxons préférentiels et des taxons fréquents mais non préférentiels des tourbières naturelles du Québec-Labrador." Dans *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses Université Laval. Québec, Canada. 632 pp.
- Gignac, L.D., R. Gauthier, L. Rochefort, et J. Bubier. 2004. "Distribution and habitat niches of 37 peatland Cyperaceae species across a broad geographic range in Canada." *Canadian Journal of Botany* 82: 1292-1313.
- Goebel, P.C., T.C. Wyse, et R.G. Corace III. 2005. "Determining reference ecosystem conditions for disturbed landscapes within the context of contemporary resource management issues." *Journal of forestry* 103: 351-356.
- Gorham, E., et L. Rochefort. 2003. "Peatland restoration: A brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs." *Wetlands Ecology and Management* 11: 109-119.
- Gouvernement du Canada. 2009. "Système d'Information Taxonomique Intégré (SITI)." Disponible au http://www.cbif.gc.ca/pls/itisca/taxaget?p_ifx=cbif&p_lang= [Accédé le 10 Octobre 2010].
- Graf, M.D., L. Rochefort, et M. Poulin. 2008. "Spontaneous revegetation of cutaway peatlands of North America." *Wetlands* 28: 28-39.
- Groeneveld, E.V.G., et L. Rochefort. 2005. "*Polytrichum Strictum* as a Solution to Frost Heaving in Disturbed Ecosystems: A Case Study with Milled Peatlands." *Restoration Ecology* 13: 74-82.
- Groeneveld, E.V.G., et L. Rochefort. 2002. "Nursing plants in peatland restoration: on their potential use to alleviate frost heaving problems." *Suo* 53: 73-85.

- Grosvernier, P., Y. Matthey, et A. Buttler. 1997. "Growth Potential of Three *Sphagnum* Species in Relation to Water Table Level and Peat Properties with Implications for Their Restoration in Cut-Over Bogs." *Journal of Applied Ecology* 34: 471-483.
- Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET). 2009. "Protocole pour les relevés de végétation dans les parcelles permanentes." Québec, Canada. 11 pp.
- Haapalehto, T.O., H. Vasander, S. Jauhiainen, T. Tahvanainen, et J.S. Kotiaho. 2011. "The Effects of Peatland Restoration on Water-Table Depth, Elemental Concentrations, and Vegetation: 10 Years of Changes." *Restoration Ecology* 19: 587-598.
- Hughes, P.D.M., et L. Dumayne-Peaty. 2002. "Testing theories of mire development using multiple successions at Crymlyn Bog, West Glamorgan, South Wales, UK." *Journal of Ecology* 90: 456-471.
- Hultén, E., et M. Fries. 1986. "Atlas of North European vascular plants." Koeltz Scientific Books. Königstein, Allemagne. 484 pp.
- Kellogg, C.H., et S.D. Bridgham. 2002. "Colonization during early succession of restored freshwater marshes." *Canadian Journal of Botany* 80: 176-185.
- Konisky, R.A., D. Burdick, M. Dionne, et H.A. Neckles. 2006. "A Regional Assessment of Salt Marsh Restoration and Monitoring in the Gulf of Maine." *Restoration Ecology* 14: 516-525.
- Lachance, D. 2005. "La diversité écologique d'un écosystème dans un paysage agricole: le cas des tourbières du Bas-Saint-Laurent (Québec)." Thèse de doctorat. Département de phytologie. Université Laval. Québec, Canada. 117 pp.
- Lachance, D., et C. Lavoie. 2004. "Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors." *Applied Vegetation Science* 7: 183-192.
- Laughlin, D.C., M.M. Moore, J.D. Bakker, C.A. Casey, J.D. Springer, P.Z. Fulé, et W.W. Covington. 2006. "Assessing Targets for the Restoration of Herbaceous Vegetation in Ponderosa Pine Forests." *Restoration Ecology* 14: 548-560.
- Lavoie, C., K. Marcoux, A. Saint-Louis, et J.S. Price. 2005. "The dynamics of a cotton-grass (*Eriophorum vaginatum* L.) cover expansion in a vacuum-mined peatland, southern Québec, Canada." *Wetlands* 25: 64-75.
- Lavoie, C., C. Zimmermann, et S. Pellerin. 2001. "Peatland restoration in southern Québec (Canada): A paleoecological perspective." *Ecoscience* 8: 247-258.
- Lavoie, C., et L. Rochefort. 1996. "The natural revegetation of a harvested peatland in southern Quebec: A spatial and dendroecological analysis." *Ecoscience* 3: 101-111.
- Lavorel, S., S. McIntyre, J. Landsberg, et T.D.A. Forbes. 1997. "Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance." *Trends in Ecology & Evolution* 12: 474-478.
- Legendre, P., et L. Legendre. 1998. "Numerical ecology. 2nd ed." Elsevier Science B.V. Amsterdam, Pays-Bas. 853 pp.
- Moore, T.R., J.L. Bubier, S.E. Frolking, P.M. Lafleur, and N.T. Roulet. 2002. "Plant biomass and production and CO₂ exchange in an ombrotrophic bog." *Journal of Ecology* 90: 25-36.
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, R.B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, et al. 2010. "Vegan: Community Ecology Package." Disponible au <http://cran.r-project.org/>; <http://vegan.r-forge.r-project.org/> [Accédé le 8 janvier 2010].

- Pellerin, S., et C. Lavoie. 2003. "Reconstructing the Recent Dynamics of Mires Using a Multitechnique Approach." *Journal of Ecology* 91: 1008-1021.
- Pellerin, S. 2003. "Des tourbières et des hommes: l'utilisation des tourbières dans la région de Rivière-du-Loup-l'Isle-Verte." *Le Naturaliste Canadien* 127: 18-23.
- Poulin, M., R. Andersen, et L. Rochefort. Soumis. "Plant monitoring of an industrial peatland under restoration: Dissecting plant composition to evaluate success." *Restoration Ecology*.
- Poulin, M., L. Rochefort, F. Quinty, et C. Lavoie. 2005. "Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada." *Canadian Journal of Botany* 83: 539-557.
- Price, J.S., A.L. Heathwaite, et A.J. Baird. 2003. "Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches." *Wetlands Ecology and Management* 11: 65-83.
- R Development Core Team. 2009. "A language and environment for statistical computing." The R Foundation for Statistical Computing. Disponible au: <http://www.R-project.org> [Accédé le 20 décembre 2009].
- Reader, R.J., et J.M. Stewart. 1972. "The Relationship Between Net Primary Production and Accumulation for a Peatland in Southeastern Manitoba." *Ecology* 53: 1024-1037.
- Rochefort, L., et E. Lode. 2006. "Restoration of Degraded Boreal Peatlands." Dans *Boreal Peatland Ecosystems*. Springer Berlin Heidelberg. New York, États-Unis. 448 pp.
- Rochefort, L., F. Quinty, S. Campeau, K. Johnson, et T. Malterer. 2003. "North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands." *Wetlands Ecology and Management* 11: 3-20.
- Rochefort, L., J. Zhou, et M. Poulin. 2002. "Dry harvested peatlands can be restored to a *Sphagnum* bog: 7 years of monitoring." Dans *Proceedings of the International Peat Symposium: Peat in horticulture - Quality and environmental challenges, A joint symposium of Commission II (Industrial utilization of peat and peatlands) and Commission V (After-use of cut-over peatlands) of the International Peat Society*. International Peat Society. Pärnu, Estonia et Jyväskylä, Finlande. 382 pp.
- Rochefort, L. 2000. "*Sphagnum* — A Keystone Genus in Habitat Restoration." *The Bryologist* 103: 503-508.
- Rochefort, L., F. Isselin-Nondedeau, M. Poulin, et S. Boudreau. En préparation. "Monitoring of a cut-over peatland under restoration: does the survey method influence success assessment?"
- Sarr, D.A. 2002. "Riparian Livestock Enclosure Research in the Western United States: A Critique and Some Recommendations." *Environmental Management* 30: 516-526.
- Service Météorologique du Canada, Environnement Canada. 2011. "Climat du Canada." Gouvernement du Canada. Disponible au http://www.climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals/results_f.html?stnID=5844 [Accédé le 30 mars 2011].
- Shantz, M.A., et J.S. Price. 2006. "Hydrological changes following restoration of the Bois-des-Bel Peatland, Quebec, 1999-2002." *Journal of Hydrology* 331: 543-553.
- Shih, J.G., et S.A. Finkelstein. 2008. "Range Dynamics and invasive tendencies in *Typha latifolia* and *Typha angustifolia* in Eastern North America derived from herbarium and pollen records." *Wetlands* 28: 1-16.

- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (SERIS & PWG). 2004. "The SER International Primer on Ecological Restoration." Tuscon: Society for Ecological Restoration International. Disponible au: www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp [Accédé le 15 novembre 2009].
- Sorenson, E., R. Popp, M. Lew-Smith, B. Engstrom, M. Lapin, et M. Ferguson. 2004. "Hardwood Swamps of Vermont: Distribution, Ecology, Classification, and Some Sites of Ecological Significance." Nongame and Natural Heritage Program, Vermont Fish and Wildlife Department, Agency of Natural Resources. Waterbury, United States. 57 pp.
- Vaccaro, L.E., B.L. Bedford, et C.A. Johnston. 2009. "Litter Accumulation Promotes Dominance of Invasive Species of Cattails (*Typha* spp.) in Lake Ontario Wetlands." *Wetlands* 29: 1036-1048.
- Verhagen, R., J. Klooker, J.P. Bakker, et R. van Diggelen. 2001. "Restoration Success of Low-Production Plant Communities on Former Agricultural Soils after Top-Soil Removal." *Applied Vegetation Science* 4: 75-82.
- White, P.S., et J.L. Walker. 1997. "Approximating Nature's Variation: Selecting and Using Reference Information in Restoration Ecology." *Restoration Ecology* 5: 338-349.
- Young, T.P., D.A. Petersen, et J.J. Clary. 2005. "The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms." *Ecology Letters* 8: 662-673.

2.7 Annexe I

Tableau 2.2 Liste de toutes les espèces trouvées dans la zone restaurée neuf ans après la restauration, la zone non restaurée (abandonnée depuis trente ans) et la zone naturelle (écosystème de référence) ainsi que la tourbière de Saint-Antonin (tourbière d'emprunt). Le nombre, entre parenthèses, à côté des strates végétales indique la quantité d'espèces trouvées pour chacune des strates. Les espèces sans étoile sont trouvées dans les zones non restaurée ou naturelle. Les espèces avec une étoile (*) sont présentes dans la zone restaurée ou dans la tourbière d'emprunt. Les espèces avec deux étoiles (**) sont uniques à la tourbière d'emprunt.

Abréviation	Nom complet
<i>Arbres/arbustes & Éricacées (21)</i>	
BetPap	<i>Betula papyrifera</i> Marsh.*
BetPop	<i>Betula populifolia</i> Marsh.*
LarLar	<i>Larix laricina</i> (DuRoi) Koch.*
NemMuc	<i>Nemopanthus mucronatus</i> (L.) Loes.*
PhoMel	<i>Photinia melanocarpa</i> (Michx.) Robertson & Phipps
PicMar	<i>Picea mariana</i> (P.Mill.) B.S.P.*
PopTre	<i>Populus tremuloides</i> Michx.*
PruPen	<i>Prunus pensylvanica</i> L.f.
SalPyr	<i>Salix pyrifolia</i> Anderss.*
SpiAlb	<i>Spiraea alba</i> var. <i>latifolia</i> (Ait.) Dippel *
ChaCal	<i>Chamaedaphne calyculata</i> (L.) Moench.*
EmpNig	<i>Empetrum nigrum</i> L.
GayBac	<i>Gaylussacia baccata</i> (Wang.) K. Koch*
KalAng	<i>Kalmia angustifolia</i> L.*
KalPol	<i>Kalmia polifolia</i> Wangenh.*
LedGro	<i>Ledum groenlandicum</i> Oeder*
RhoCan	<i>Rhododendron canadense</i> (L.) Torr*
VacAng	<i>Vaccinium angustifolium</i> Ait.*
VacMyr	<i>Vaccinium myrtilloides</i> Michx.**
VacOxy	<i>Vaccinium oxycoccos</i> L.*
VacVit	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.

Abréviation	Nom complet
<i>Herbacées (16)</i>	
CalCan	<i>Calamagrostis canadensis</i> (Michx.) Beauv.*
CarCan	<i>Carex canescens</i> L.*
CarTri	<i>Carex trisperma</i> Dewey*
DroRot	<i>Drosera rotundifolia</i> L.*
DryCri	<i>Dryopteris cristata</i> (L.) Gray
EpiAng	<i>Epilobium angustifolium</i> ssp. <i>angustifolium</i> L.*
EquArv	<i>Equisetum arvense</i> L.
EriAng	<i>Eriophorum angustifolium</i> Honckeny*
EriVag	<i>Eriophorum vaginatum</i> L.*
MaiTri	<i>Maianthemum trifolium</i> (L.) Sloboda*
MelLin	<i>Melampyrum lineare</i> Desr.
RubCha	<i>Rubus chamaemorus</i> L.*
SarPur	<i>Sarracenia purpurea</i> L.*
SciAtr	<i>Scirpus atrocinctus</i> Fern.*
SolRug	<i>Solidago rugosa</i> P.Mill.*
TypLat	<i>Typha latifolia</i> L.*
<i>Sphaignes (7)</i>	
SphAng	<i>Sphagnum angustifolium</i> (C. Jens. ex Russ.) C. Jens. in Tolf*
SphCap	<i>Sphagnum capillifolium</i> (Ehrh.) Hedw.*
SphFal	<i>Sphagnum fallax</i> (Klinggr.) Klinggr.*
SphFus	<i>Sphagnum fuscum</i> (Schimp.) Klinggr.*
SphMag	<i>Sphagnum magellanicum</i> Brid.*
SphRub	<i>Sphagnum rubellum</i> Wils.*
SphRus	<i>Sphagnum russowii</i> Warnst.
<i>Mousses (8)</i>	
AulPal	<i>Aulacomnium palustre</i> (Hedw.) Schwaegr.
CalHal	<i>Callicladium haldanianum</i> (Grev.) Crum
DicCer	<i>Dicranella cerviculata</i> (Hedw.) Schimp.
DicPol	<i>Dicranum polysetum</i> Sw.
DicUnd	<i>Dicranum undulatum</i> Bridel, J. Bot. (Schrader). *
PleSch	<i>Pleurozium schreberi</i> (Brid.) Mitt. *
PohNut	<i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb.*
PolStr	<i>Polytrichum strictum</i> Brid.*
<i>Hépatiques (4)</i>	
CepCon	<i>Cephalozia connivens</i> (Dicks.) Lindb.
CepHam	<i>Cephaloziella hampeana</i> (Nees) Schiffn.
MylAno	<i>Mylia anomala</i> (Hook.) S. Gray*
PtiCil	<i>Ptilidium ciliare</i> (L.) Nees

2.8 Annexe II

Tableau 2.3 Moyenne de recouvrement au sol (%) pour toutes les parcelles de la tourbière de Bois-des-Bel, au sein de la zone restaurée neuf ans après la restauration, de la zone non restaurée (abandonnée depuis trente ans) et de la zone naturelle (écosystème de référence) ainsi que de la tourbière de Saint-Antonin (tourbière d'emprunt). La valeur de chaque parcelle correspond à la moyenne des six unités circulaires de 0,385 m² qui y sont systématiquement distribuées, sauf si indiqué autrement. Le recouvrement au sol (%) des strates de végétation d'arbres/arbustes, des éricacées, des herbacées, des sphaignes et des mousses ainsi que des espèces sélectionnées y est présenté. L'écart type est aussi indiqué. Ici, ND signifie non disponible.

Strates/ Espèces	Zone restaurée depuis neuf ans		Zone non restaurée		Zone naturelle		Tourbière d'emprunt	
	Moyenne	Écart type	Moyenne	Écart type	Moyenne	Écart type	Moyenne	Écart type
<u>a) Structure végétale</u>								
Arbres/arbustes	1,5	± 1,6	17,1	± 19,9	44,3	± 26,6	ND	ND
Éricacées	13,7	± 4,7	15,8	± 18,1	12,6	± 11,0	ND	ND
Herbacées	15,2	± 5,1	6,5	± 10,1	1,6	± 1,6	ND	ND
Sphaignes	63,7	± 16,0	0,1	± 0,5	42,8	± 26,7	ND	ND
Mousses	16,0	± 7,9	4,1	± 5,2	16,0	± 18,8	ND	ND
Tourbe nue et litière ¹	10,9	± 10,2	68,3	± 27,6	18,8	± 25,0	ND	ND
<u>b) Composition végétale</u>								
<u>Arbres/arbustes & éricacées</u>								
<i>Picea mariana</i>	0,7	± 1,4	9,7	± 13,6	43,8	± 26,7	15,7	± 16,0
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	6,6	± 2,6	0,0	± 0,1	0,6	± 1,4	3,4	± 4,1
<i>Kalmia angustifolia</i>	1,1	± 0,8	1,3	± 1,4	7,0	± 6,8	26,4	± 12,5
<i>Ledum groenlandicum</i>	4,4	± 2,5	5,7	± 7,2	3,8	± 4,3	7,8	± 3,9
<i>Vaccinium angustifolium</i>	1,3	± 2,5	9,2	± 11,7	1,0	± 2,0	3,3	± 4,6
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	0,9	± 0,6	0,0	± 0,0	0,2	± 0,2	0,5	± 0,3
<u>Herbacées</u>								
<i>Carex trisperma</i>	1,8	± 2,8	0,0	± 0,0	0,7	± 1,5	0,1	± 0,2
<i>Equisetum arvense</i>	0,0	± 0,0	2,7	± 5,4	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0

Strates/ Espèces	Zone restaurée depuis neuf ans		Zone non restaurée		Zone naturelle		Tourbière d'emprunt	
	Moyenne	Écart type	Moyenne	Écart type	Moyenne	Écart type	Moyenne	Écart type
<i>Eriophorum angustifolium</i>	0,8	± 1,7	0,0	± 0,0	0,0	± 0,1	0,0	± 0,0
<i>Eriophorum vaginatum</i>	11,0	± 5,4	2,0	± 4,7	0,2	± 0,5	0,0	± 0,0
<i>Maianthemum trifolium</i>	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0	0,4	± 0,5	1,1	± 2,3
<i>Rubus chamaemorus</i>	0,0	± 0,1	0,0	± 0,0	0,5	± 0,9	0,5	± 0,8
<i>Sarracenia purpurea</i>	0,6	± 0,6	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0	0,7	± 1,2
<i>Scirpus atrocinctus</i>	0,5	± 1,1	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0
<i>Solidago rugosa</i>	0,1	± 0,2	0,9	± 2,2	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0
<i>Typha latifolia</i>	0,1	± 0,3	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0
Bryophytes								
<i>Sphagnum capillifolium</i> ²	0,3	± 0,5	0,0	± 0,0	13,0	± 24,8	23,5	± 25,9
<i>Sphagnum fallax</i>	3,6	± 8,6	0,0	± 0,0	0,1	± 0,3	0,1	± 0,1
<i>Sphagnum fuscum</i>	2,8	± 2,2	0,0	± 0,0	3,0	± 5,8	7,2	± 12,1
<i>Sphagnum magellanicum</i>	3,5	± 4,7	0,0	± 0,0	2,7	± 7,5	4,1	± 5,0
<i>Sphagnum rubellum</i> ²	53,0	± 19,4	0,1	± 0,5	15,5	± 16,5	28,1	± 23,4
<i>Sphagnum russowii</i>	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0	3,3	± 7,6	0,0	± 0,0
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,0	± 0,0	1,0	± 3,5	14,7	± 18,9	4,6	± 5,7
<i>Polytrichum strictum</i>	15,9	± 7,9	2,2	± 2,2	0,4	± 1,0	6,7	± 9,9
<i>Ptilidium ciliare</i>	0,0	± 0,0	0,0	± 0,0	1,1	± 1,6	0,0	± 0,0

¹ Cette mesure était la seule prise dans la grande parcelle. Une classe de couvert a été associée pour la tourbe et la litière de chaque parcelle (0 = 0 %. + = présence, 1 = 1-10 %, 2 = 11-25 %, 3 = 26-50 %, 4 = 51-75 %, 5 = 76-100 %). La médiane des classes est utilisée dans les analyses.

² La valeur présentée pour les zones restaurée, non restaurée et naturelle est seulement basée sur une identification morphologique, alors que la valeur présentée pour la tourbière d'emprunt est basée sur une identification microscopique. Il est donc important de ne pas comparer les valeurs de la tourbière d'emprunt pour *Sphagnum capillifolium* et *Sphagnum rubellum* avec les valeurs obtenues pour les zones restaurée, non restaurée et naturelle. Une abondance combinée de ces deux espèces a été utilisée dans l'analyse en composition d'espèce de la zone restaurée et de la tourbière d'emprunt (cette abondance n'est pas montrée dans le tableau).

2.9 Annexe III

Tableau 2.4 Analyse du niveau de signification de chacune des analyses de redondances pour 1) l'ensemble du modèle, 2) les axes d'ordination contraints et 3) chacune des variables contraignantes (types de sites) à l'aide de permutations de Monte-Carlo, restreintes au nombre de 500. Tous les résultats sont significatifs ($p < 0,05$). Pour l'analyse des espèces récalcitrantes, l'axe II n'est pas contraint et n'est pas inclus dans l'analyse (NA = non applicable).

Types de sites	Données utilisées	Ensemble du modèle ADR	Axe I d'ordination contraint	Axe II d'ordination contraint	Variable contraignante (types de sites)
Zones restaurée, non restaurée et naturelle de Bois-des-Bel	Strate de végétation	0,005	0,005	0,005	0,002
	Arbres/arbustes & éricacées	0,005	0,005	0,005	0,002
	Herbacées	0,005	0,005	0,005	0,002
	Bryophytes	0,005	0,005	0,005	0,002
Zone restaurée de Bois-des-Bel et tourbière d'emprunt Saint-Antonin	Toutes les espèces	0,005	0,005	NA	0,002

3 Using functional diversity as an indicator of restoration success of a cut-over bog

D'Astous, A., M. Poulin, I. Aubin, and L. Rochefort.

3.1 Résumé

Les traits ont été utilisés pour évaluer le succès de restauration des herbacées d'une tourbière jusqu'à dix ans après le transfert de tapis muscinal. Les traits trouvés avant ou dans les premières années après la restauration (espèces rudéral ou de milieu humide, avec mycorrhizes, associées à un sol mésique avec un pH de fen et exotiques) ne perduraient pas dans les années six à dix, où des espèces carnivores, avec une reproduction sexuée ou associées à une grande disponibilité de l'eau étaient trouvées. L'écosystème de référence présentait des traits d'espèces avec de larges graines, d'un habitat de tourbière ou de forêt et de sol humide. Un rapprochement du site restauré vers l'écosystème de référence est noté bien qu'une diversité de traits moindre est trouvée. La diversité fonctionnelle a diminué sur les planches mais est restée stable dans les canaux. La restauration pourrait être améliorée en créant une topographie initiale différente.

Mots-clés: traits, herbacées, technique de transfert du tapis muscinal, TOPIQ-C, suivi écologique, analyse des moyennes pondérées de la communauté

3.2 Abstract

Traits were used to evaluate the restoration success of herbs in a peatland up to ten years following the moss layer transfer. Traits found prior to or in the early stage after restoration (species associated to mesic soil conditions with a fen-like pH, from ruderal and wetland habitat, with mycorrhiza and exotic ones) did not persist in the latter stage after restoration, which presented a different set of traits (species which were carnivorous, associated to large amplitude of water availability and showing sexual reproduction). Traits composition found in the latter stage after restoration converged toward the reference ecosystem (species with large seeds, associated to humid soil conditions and from a forest or a peatland habitat) but showed fewer trait diversity. Functional diversity is lower onto

peat fields ten years after restoration but remained stable in ditches. Restoration could be improved by creating different initial topography.

Key words: traits, herbaceous, moss layer transfer technique, TOPIQ-C, ecological monitoring, community weighted mean

3.3 Introduction

Ecological restoration can draw upon a wide array of techniques, yet assessment of success is an essential component of any restoration strategy. In that respect, the need for standardized evaluation methods and multi-year monitoring are critical (Bernhardt *et al.* 2005; SERIS & PWG 2004). When restoring an entire ecosystem (Ehrenfeld 2000), practitioners usually improve abiotic conditions and/or translocate propagules in order to overcome environmental filters (e.g. inappropriate light or water conditions, nutrient limitation, competition, etc.) that limit the establishment and maintenance of species typical of the undisturbed state. However, unforeseen and undesirable species can also benefit from the environmental changes following restoration and may compete with species targeted by the restoration project (Young *et al.* 2005). Indeed, in the first years following restoration, the ecosystem is highly dynamic (Sarr 2002) and rapid shifts in communities can be observed (Kellogg and Bridgham 2002). Multiple years of monitoring are thus required to accurately assess restoration success (Verhagen *et al.* 2001).

The use of a reference ecosystem is encouraged to set restoration objectives and to evaluate success. It is usually composed of a set of sites representing the ecological variability of an undisturbed ecosystem within a specific region (SERIS & PWG 2004; Landres *et al.* 1999; White and Walker 1997). Ecological variability can be measured using biotic community attributes such as species composition and diversity. Restoration success can then be evaluated in a trajectory analysis, where the impact of restoration is assessed through time by evaluating the distance between the restored and reference ecological attributes (Young *et al.* 2005). In case of a successful intervention, species assemblages of the restored ecosystem will become closer to those found in the reference ecosystem (Dufour and Piégay 2009; Verhagen *et al.* 2001).

One promising approach for evaluating restoration success is based on species traits (Sandel *et al.* 2011; Tullos *et al.* 2009; Gondard *et al.* 2003; Pywell *et al.* 2003). Traits have been shown to be useful in characterizing community development over an extended timeframe or a wide variety of conditions (e.g. Laliberté *et al.* 2010; Lacourse 2009). A trait-based approach can help clarify the community assembly dynamic since the potential of a species to establish or persist under a given set of environmental filters is largely determined by its traits (Lavorel *et al.* 2007). Traits known to be associated to an ecosystem process critical for restoration success could guide species selection (Sandel *et al.* 2011). For instance, Pywell *et al.* (2003) suggested that stress-tolerant species be introduced several years after restoration, when the community of a grassland ecosystem has begun to stabilize. A trait approach has been used to measure restoration success in ecosystems such as rivers (Tullos *et al.* 2009), grasslands (Pywell *et al.* 2003), pine forests and steppes (Gondard *et al.* 2003). However, these previously published studies rely mostly on data covering less than five years' time. As restoration projects have rarely been monitored on a longer term (Follstad Shah *et al.* 2007), opportunities for using a trait approach for multi-year assessment of restoration success have been limited (Kahmen *et al.* 2002).

Worldwide, peatlands have been exploited for fuel or drained for forestry and agriculture for centuries (Jutras *et al.* 2006; Renou *et al.* 2006; Chapman *et al.* 2003; Dachnowski-Stokes 1934) and their restoration has been a topic of discussion for more than 60 years (Dachnowski-Stokes 1939). Peatlands provide beneficial services to humans, such as nutrient cycling, carbon storage, biodiversity support and water regulation, which make their restoration critical (Kimmel and Mander 2010). Over the last two decades, specific restoration techniques have been developed for ombrotrophic peatlands (bogs) subjected to industrial peat exploitation through vacuum suction, a technique that became common in the 1960s. These so called cut-over bogs lose their carbon accumulating function (Thormann *et al.* 1999a), as keystone *Sphagnum* species cannot re-establish spontaneously on the dry peatland fields that remain after harvesting (hereafter called "peat fields"; Poulin *et al.* 2005). Cut-over peatlands are devoid of any seed banks (Salonen 1987), have a low as well as highly variable water level due to abundant ditches (Price *et al.* 2003) and have

unstable surfaces created by frost heaving (Groeneveld and Rochefort 2002). In North America, research on peatland restoration resulted in an ecosystem-scale technique called “moss layer transfer”, which consists of collecting a thin layer of vegetation from nearby undisturbed bog and spreading plant fragments over an area of cut-over peatland ten times larger (Rochefort *et al.* 2003). For ombrotrophic peatlands, the primary purpose of this technique is the re-establishment of *Sphagnum* cover and successful rewetting of the site in order to restore the carbon accumulation processes (Gorham and Rochefort 2003). Typical bog plant diversity can also be expected to re-establish as all types of plant propagules (rhizomes, roots, seeds) are transferred along with moss fragments (Rochefort 2000).

In chapter two, the nine-year monitoring of a bog restored using the moss layer transfer technique has shown that mosses and herbaceous species are the most successful at establishing after restoration. In undisturbed bogs though, the herbaceous community typically represents a minor component compared to mosses or shrubs (Moore *et al.* 2002). Consequently, the dramatic establishment success of herbs in restored bog merits more detailed investigation. Our objective was to understand herbaceous dynamics in a restored bog in comparison to a reference ecosystem. To do so, we identified traits associated with the presence of herbaceous species at different stand stages (prior to and up to ten years after restoration) for two initial drainage conditions (dry peat fields and wet ditches) in a restored bog as well as in a reference ecosystem (see Table 3.1 for hypotheses). Then, we 1) evaluated whether the traits of the restored bog converged toward the reference ecosystem to assess restoration success, and we 2) estimated species, functional and trait diversity through time to better characterize the restored bog.

Table 3.1 Plant traits description and literature review of traits associated negatively (-) or positively (+) with the reference ecosystem (undisturbed peatlands) or with cut-over bogs (previously exploited by vacuum suction). Four traits associated to either plant survival (PS) or reproductive success (RS) and four traits showing optimum species distribution in relation to environmental gradients (EG) were used. The traits have been inflated into values ranging between 0 and 1 according to their gradient (see bullet points a-c for description).

Traits	Process	States	Code	Inflated value	Description	Reference ecosystem	Cut-over bogs
Nutritional adaptations ^a	PS	Carnivorous	NutCar	1	Carnivorous	+ ⁱ	+ ^k
		Absence		0	Not carnivorous	- ⁱ	- ^k
Nutrient uptake ^a	PS	Presence	RooMyc	1	Presence of any kind of mycorrhiza	- ^l	+ ^h
		Absence		0	Absence of any kind of mycorrhiza		
Reproduction type ^c	RS	Sexual	RepSex	0	Mostly asexual reproduction	+ ^m	- ⁿ
				0.5	Mostly sexual reproduction	- ^m	+ ⁿ
				1	Only sexual reproduction	- ^m	+ ⁿ
Seed size ^c	RS	Length	SeeLen	0	< 0.1 mm; very small	- ^o	+ ^p
				0.25	0.1-1.99 mm; small	- ^o	+ ^p
				0.5	2-2.99 mm; medium	- ^o	+ ^p
				0.75	3-4.99 mm; large	+ ^o	- ^p
Acidity tolerance ^a	EG	Fen	AciFen	1	pH > 5.7	- ^g	
		Bog		0	pH ≤ 5.7	+ ^g	- ^h

Traits	Process	States	Code	Inflated value	Description	Reference ecosystem	Cut-over bogs
Habitat ^b	EG	Forest	HabFor	1	Species found in forest	- ⁱ	- ^j
		Peatland ^e	HabPea	1	Species mainly confined to bog or fens	+ ⁱ	- ^j
		Ruderal	HabRud	1	Species colonizing disturbed areas like road side	- ⁱ	+ ^j
		Wetland ^f	HabWet	1	Species that generally prefer wetland	- ⁱ	+ ^j
Status in Québec ^a	EG	Introduced	StaInt	1	Exotic	- ^q	
		Indigenous		0	Native	+ ^q	
Water preference ^{b, d}	EG	Generalist	WatGen	1	Soil goes from xeric to wet conditions (variable availability)	- ⁱ	+ ^r
		Mesic	WatMes	1	Soil is moist for part of the growing season	- ⁱ	+ ^r
		Humid	WatHum	1	Soil wet in the growing season (i.e. water table close to surface)	+ ⁱ	- ^r

^a Only one state was used in the analyses in order to avoid collinearity; ^b Nominal traits with more than two states were inflated to 1 and analyzed separately as dummy variables. This makes a total of thirteen trait states as indicated by the column 'code'; ^c Ordinal traits were assigned a value between 0 and 1; ^d B.C. Ministry of Forests and B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks 1998; ^e Garneau 2001; ^f MDDEP 2008; ^g Gorham and Janssens 1992; ^h Andersen *et al.* 2006; ⁱ Payette and Rochefort 2001; ^j Poulin *et al.* 2005; ^k Karagatzides and Ellison 2009; ^l Thormann *et al.* 1999b; ^m Pywell *et al.* 2003; ⁿ Campbell *et al.* 2003; ^o Turnbull *et al.* 1999; ^p Campbell and Rochefort 2003; ^q Lavoie and Rochefort 1996; ^r Shantz and Price 2006.

3.4 Methods

The experimental site is located within the Bois-des-Bel undisturbed bog (47°48'N, 69°31'W), which covers a total of 189 ha. It is located on the south shore of the St. Lawrence River near Rivière-du-Loup (Québec, Canada). In this region, annual average temperature is 3.2°C (Meteorological Service of Canada 2011). The region receives 963 mm of precipitation, of which 685 mm is rainfall (Meteorological Service of Canada 2011). Peatlands (mainly bogs) represent 8% of the regional landscape (Pellerin 2003), which is covered mostly by agricultural fields (~ 66%; Robitaille and Saucier 1998) and to a lesser extent by woodlots (15%; Lachance *et al.* 2005). Peatlands in this region are becoming increasingly forested; their tree cover has increased in the range of 23 to 57% between 1948 and 1995 due to a combination of factors including fire and drier than average climate (Pellerin and Lavoie 2003). In this region, open peatlands have higher species richness and different herbaceous species assemblages (e.g. *Carex pauciflora* Lightf., *Drosera rotundifolia* L., *Eriophorum vaginatum* L., *Maianthemum trifolium* (L.) Sloboda, *Rubus chamaemorus* L.) than forested peatlands (e.g. *Carex trisperma* Dewey; Lavoie *et al.* 2005; Gignac *et al.* 2004; Poulin *et al.* 2002; Pellerin and Lavoie 2000). The reference ecosystem was composed of seven bogs that were: 1) at least 100 m long, 2) more than 75% moss-covered, 3) located within 80 km from the restored bog and 4) represented the last and least disturbed bogs of the region.

The experimental site was mechanically exploited for peat between 1970 and 1980. In 1999-2000, a contiguous section of 8.4 ha consisting of eight 30 m wide peat fields separated by eight 1.5 m wide ditches was restored using the moss layer transfer technique. Our project is part of a multidisciplinary study on Bois-des-Bel peatland restoration including hydrology, microbiology, ornithology and gas flux studies (Lucchese *et al.* 2010; Andersen *et al.* 2009; Waddington and Day 2007; Andersen *et al.* 2006; Shantz and Price 2006; Petrone *et al.* 2003; Price *et al.* 2003; Waddington and McNeil 2002). The study design was in fact a quasi-experiment (*sensu* Manly 1992; Eberhardt and Thomas 1991), as peatland restoration implies raising the water table level thus impeding complete randomization within the site (Block *et al.* 2001).

3.4.1 Steps of the moss layer transfer technique

The first step in the application of the moss layer transfer technique was the flattening and leveling of the peat surface. To do so, vegetation and peat were scraped off the peat fields and used later to block ditches. The top five to ten centimeters of the moss layer of an ombrotrophic peatland located 20 km south of the experimental site (47°47'N, 69°29'W) was collected. This site was dominated by *Sphagnum rubellum* Wils. ($39.8 \pm 27.3\%$; Rochefort *et al.* 2002) with a sparse cover of herbaceous species, mainly composed of *Maianthemum trifolium* ($1.1 \pm 2.3\%$), *Sarracenia purpurea* L. ($0.7 \pm 1.2\%$) and *Rubus chamaemorus* ($0.5 \pm 0.8\%$; chapter 2). Plant fragments (diaspores of *Sphagnum* and mosses, seeds, roots and rhizomes of vascular plants) were transferred to the restoration site in a ratio of 1:10 (one ha of vegetation material spread over ten ha of the restored site; Quinty and Rochefort 2003). Straw mulch was added to improve micro-climatic conditions and protect plant fragments from desiccation (Quinty and Rochefort 2003). Drainage ditches were blocked every 50 m with highly compacted peat while bunds were built with previously leveled peat in order to distribute water homogeneously over the site (Shantz and Price 2006). A 150 kg/ha dose of phosphorus from McInnes granular phosphate rock (0-13-0) was applied prior to the first growing season to favor the establishment of *Polytrichum* to diminish frost heaving (Groenvelde and Rochefort 2005).

3.4.2 Data collection

Systematic monitoring was set up to evaluate species composition in peat fields and ditches prior to restoration as well as one, three, five, seven and ten years after restoration (year one was omitted for ditches). Equidistant transects were set up over peat fields and ditches (respectively ten and six points per transect for a total of 4400 and 1475 survey points over the entire experimental site). At each point, all species touching a rod of two centimeters in diameter were recorded. The tenth year, about half of the points were surveyed, as this quantity has been shown to be extensive enough to capture most species diversity (Rochefort *et al.* Unpublished results). The seven undisturbed bogs composing the reference ecosystem were surveyed in 2007. Ground cover (%) of herbaceous species was visually estimated in ten one m² equidistant quadrats distributed along a linear transect crossing each site. One of the bogs used as a reference ecosystem, the undisturbed section of Bois-des-Bel, was surveyed again in 2009 with a greater number of quadrats (chapter

two). Ground cover of herbaceous species (%) was evaluated in six quadrats of 70 cm diameter for each of the larger fifteen plots (3 x 8 m). A third of those plots were located in open sections (less than 50% cover of trees higher than 1.5 m) of the bog. The few specimens that could only be identified to the genus level due to the absence of distinguishable characters were removed from the dataset, but their occurrences were extremely low (< 1%). Nomenclature follows the Integrated Taxonomic Information System (ITIS; Government of Canada 2009). A list of all herbaceous species found is shown in appendix I (Table 3.3).

3.4.3 Species ecological traits

Information on the species traits was obtained from the TOPIQ-C database (Traits of Plants in Quebec-Canada, see Aubin *et al.* 2007). A total of eight categorical traits were selected as they illustrated different ecological processes: four traits were associated to either plant survival or reproductive success and four traits were related to optimum species distribution along environmental gradients (i.e. ecological performance, sensu Violle *et al.* 2007; see Table 3.1 for traits description). These eight traits were inflated into values ranging between 0 and 1 (a complete description of the methods is presented in Table 3.1). A total of thirteen trait states were used in the analyses and are hereafter referred to as “traits”.

3.4.4 Analyses

The species diversity found in the different stand stages in peat fields and ditches was calculated with the Shannon-Weaver species diversity index (H' ; Whittaker 1972) while the functional dispersion of the traits was estimated using the $FDis$ index (Laliberté and Legendre 2010). As the $FDis$ index is an attribute of functional diversity, it is referred to as “functional diversity” hereafter. Then, to ensure comparability between datasets from the experimental site and the reference ecosystem, which were surveyed using different methods, we calculated the relative contribution of each species to its community (p_i). The data table $Y = [y_{ij}]$ presents sites in rows and species occurrence (restored site) or abundance (reference ecosystem) in columns. Each species occurrence or abundance was divided by the row sums y_{i+} (sensu Legendre and Gallagher 2001). The community weighted mean (CWM) was calculated by multiplying the relative abundance (p_i) of each

species by its inflated trait value x_i (Moretti *et al.* 2010) in order to obtain the mean trait score. A principal component analysis (PCA) was then applied on the CWM matrix to show associations of the herbaceous community traits to the different stand stages for the two initial drainage conditions and in the reference ecosystem. Equiprobability ellipses including 75% of peat fields or ditches for a given stand stage or 75% of peatlands composing the reference ecosystem studied were drawn. This visual representation enabled observation to determine whether the studied stand stages had low or high trait diversity (i.e. sites respectively grouped as small or large ellipses). The fourth-corner analysis (permutation model one) was used to select the eight significant traits (Aubin *et al.* 2009; Dray and Legendre 2008) and helped in data interpretation of the CWM analysis procedure. Finally, the relative importance (p_i dataset multiplied by 100 to obtain a relative percentage) of three herbaceous species with a specific set of traits was calculated and represented graphically to help interpreting observed pattern. All statistical analyses were performed using R 2.10.1 (R Development Core Team 2009), more precisely with the FD 1.0-11 (Laliberté and Shipley 2011), Vegan 1.17-2 (Oksanen *et al.* 2010), Ellipse 0.3-5 (Murdoch and Chow 2007) and Ade4 1.4-17 (Chessel *et al.* 2004).

3.5 Results

3.5.1 Evaluation of restoration at trait level

In peat fields and ditches, traits of the herbaceous species converged toward the reference ecosystem as time after restoration advanced (see axis I where respectively 48% and 59% of the variation was explained for peat fields and ditches; Figure 3.1.a - 3.1.b). In both peat fields and ditches, dominant herbaceous species prior to restoration were associated to mesic soil (WatMes) with a pH higher than 5.7 – which is fen-like pH (AciFen), were ruderal (HabRud) or wetland species (HabWet) and had mycorrhiza (RooMyc; Figure 3.1.a - 3.1.b; Table 3.2.a - 3.2.b). In the early stage after restoration (years one to five) for both peat fields and ditches, all of the previously described traits remained important in the community but introduced species (StaInt) appeared (Figure 3.1.a - 3.1.b; Table 3.2.a - 3.2.b). All these traits decreased in importance in the latter stage after restoration (years six to ten) and were not frequent in the reference ecosystem (Table 3.2.a - 3.2.b). In the restored peat fields, carnivorous species (NutCar),

species showing mostly sexual reproduction (RepSex) and thriving in soils with variable water availability (WatGen) arose in the latter stage after restoration (Figure 3.1.a; Table 3.2.a). Only the two latter traits were present for ditches in year ten after restoration (Figure 3.1.b; Table 3.2.b). The reference ecosystem had species associated to forest (HabFor) and peatland habitats (HabPea), as well as species associated to humid soil (WatHum) and with large seeds (SeeLen; Figure 3.1.a - 3.1.b; Table 3.2.a - 3.2.b).

Figure 3.1.a. Peat fields (see title on page 63)

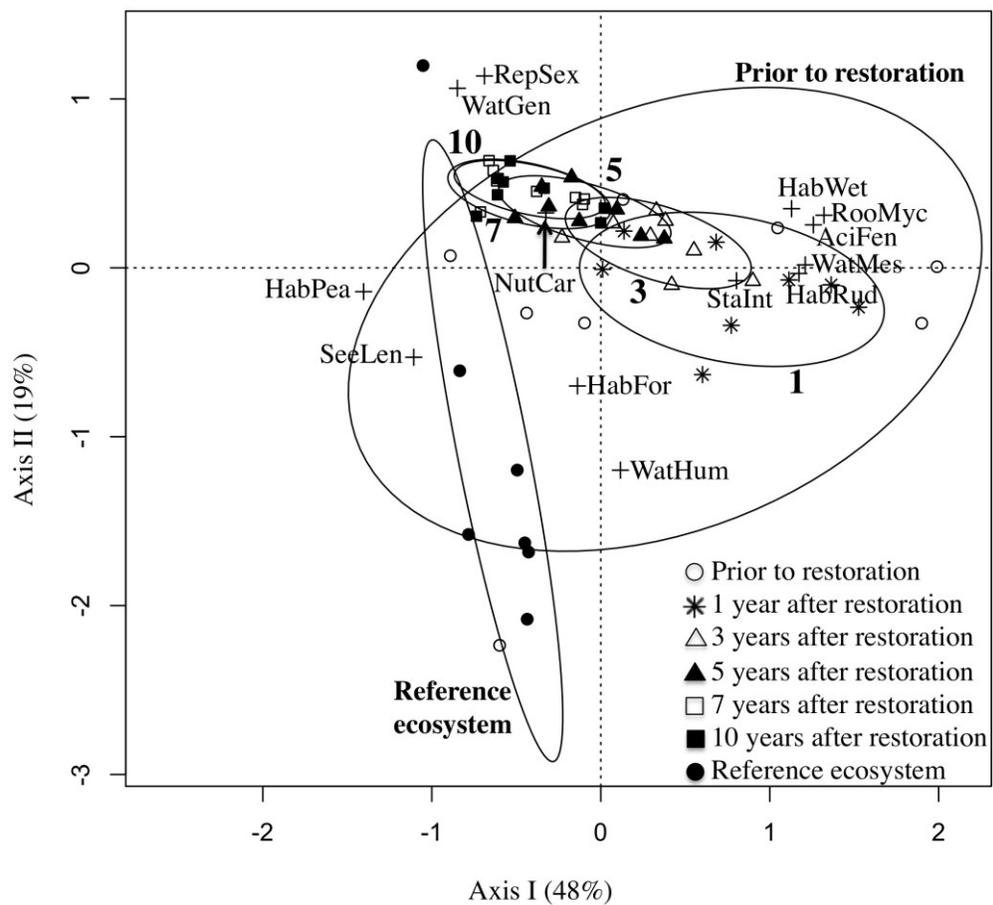


Figure 3.1.b. Ditches

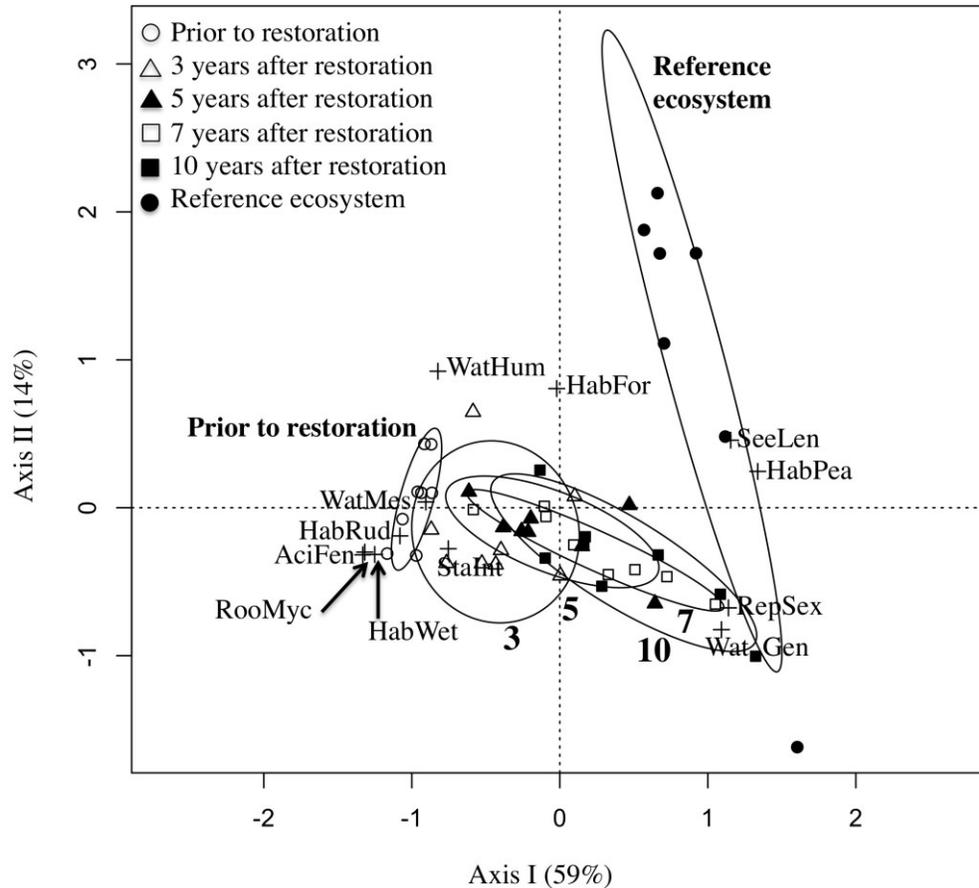


Figure 3.1 Principal Component Analysis (PCA) diagram (axis 1 and 2) of the community weight mean matrix of the traits of the herbaceous community (see Table 3.1 for six letter code) for a) peat fields and b) ditches as well as reference ecosystem. Equiprobability ellipses including 75% of peat fields or ditches for a given stand stage or 75% of bogs composing the reference ecosystem studied were drawn to outline a homogeneous (i.e. small ellipse) or heterogeneous (i.e. wide ellipse) set of traits of the study plots. Only the trait state with the highest inflated value is shown in the analyses (see Table 3.1).

Table 3.2 Results of the fourth corner analysis (after 9 999 permutations) for the traits (see Table 3.1 for full names) of the a) peat fields and b) ditches prior to and up to ten years after restoration and in the reference ecosystem. Signs indicate whether the statistic is above (+) or under (-) the expected chi-square value and only significant results (< 0.05) are presented. Holm's correction was applied on p-values for each trait to correct for multiple testing.

Table 3.2.a. Peat fields

Traits	Global p-values	Prior to restoration	Years after restoration					Reference ecosystem
			1	3	5	7	10	
AciFen	0.0008		+	+		-	-	-
HabFor								+
HabPea			-					+
HabRud	0.0008	+	+		-	-	-	-
HabWet			+	+			-	-
NutCar	0.0012	-			+	+		
RepSex	0.0008	-			+	+	+	-
Roomyc	0.0008	+	+	+			-	-
SeeLen	0.04			-				+
StaInt	0.0008		+		-	-	-	-
WatGen			-			+	+	-
WatHum	0.0008						-	+
WatMes		+	+		-	-		-

Table 3.2.b. Ditches

Traits	Global p-values	Prior to restoration	Years after restoration				Reference ecosystem	
			3	5	7	10		
AciFen	0.0008	+	+			-	-	
HabFor					-	-	-	+
HabPea		-	-					+
HabRud	0.0008	+	+			-	-	-
HabWet		+						-
NutCar	0.14							
RepSex	0.0008	-					+	
Roomyc	0.0008	+	+				-	-
SeeLen	0.0008	-						+
StaInt	0.0009		+				-	-
WatGen		-					+	
WatHum	0.0008							
WatMes		+	+		-	-	-	-

3.5.2 Response of species and functional diversity to restoration

Prior to restoration, species diversity was higher in ditches (H' of 1.73 ± 0.30) than in peat fields (H' of 1.30 ± 0.33), while functional diversity was more similar between the two initial drainage conditions, though slightly higher in peat fields ($FDis$ of 0.21 ± 0.08) than in ditches ($FDis$ of 0.15 ± 0.02 ; Figure 3.2). Shortly after restoration, both indices (species and functional diversity) increased in peat fields and ditches. As time after restoration went by, species diversity (H' from 2.27 ± 0.34 to 1.56 ± 0.29) and functional diversity ($FDis$ from 0.28 ± 0.02 to 0.19 ± 0.04 ; Figure 3.2) decreased steadily in peat fields. In ditches, species diversity decreased (H' from 2.21 ± 0.13 to 1.59 ± 0.35) while functional diversity remained stable with $FDis$ value $\sim 0.24 \pm 0.04$ (Figure 3.2).

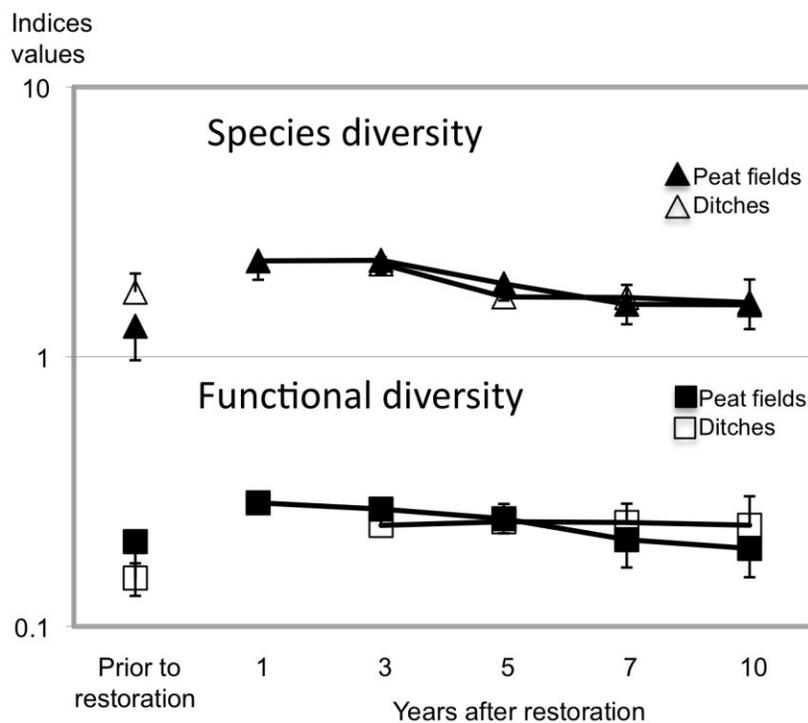


Figure 3.2 Species diversity (H' - triangle) and functional diversity ($FDis$ - square) of the herbaceous community in peat fields (filled triangle or square) and ditches (empty triangle or square) prior to and up to ten years after peatland restoration. The reference ecosystem is not represented because of differences in the data collection protocol. The y-axis has a logarithmic scale and represents the index values. Standard deviation is presented by upper bars for ditches and by lower bars for peat fields.

3.5.3 Trait diversity found within the different stand stages and in the reference ecosystem

Across the seven undisturbed bogs used as the reference ecosystem, traits were diversified or, at least, dominant species abundance corresponding to these traits varied among sites (see wide ellipse on axis 2 where 19% and 14% of the variation was explained when the reference ecosystem was compared respectively to peat fields and ditches; Figure 3.1.a and 3.1.b). Similar results were found in peat fields prior to and in the early stage after restoration (i.e. wide ellipse; Figure 3.1.a). Ten years after restoration, trait diversity found in peat fields was low (i.e. small ellipse; Figure 3.1.a) while the opposite trend was seen in ditches. Indeed, species found in ditches had a highly specific set of traits prior to restoration, but as time after restoration went by, herbaceous species showed more variation in the set of traits (Figure 3.1.b).

3.5.4 Response of species illustrating specific set of traits

Three herbaceous species illustrating a specific set of traits are presented hereafter. Prior to restoration, the main wetland herbaceous species found in ditches was *Typha latifolia* L. (Figure 3.3.a). Wetland plants like *Typha latifolia* increased in abundance in years three and five after restoration, especially along ditches, but decreased steadily afterwards. The abundance of *Eriophorum vaginatum*, already abundant prior to restoration, increased steadily in peat fields and in ditches up to ten years after restoration (Figure 3.3.b). This species mostly shows sexual reproduction and can be found in soil with large amplitude of water availability. In the reference ecosystem, *Rubus chamaemorus* was important, but remained low in abundance in the restored site through time (Figure 3.3.c). *Rubus chamaemorus* is a peatland species that can be found in highly humid soil conditions and has large seeds.

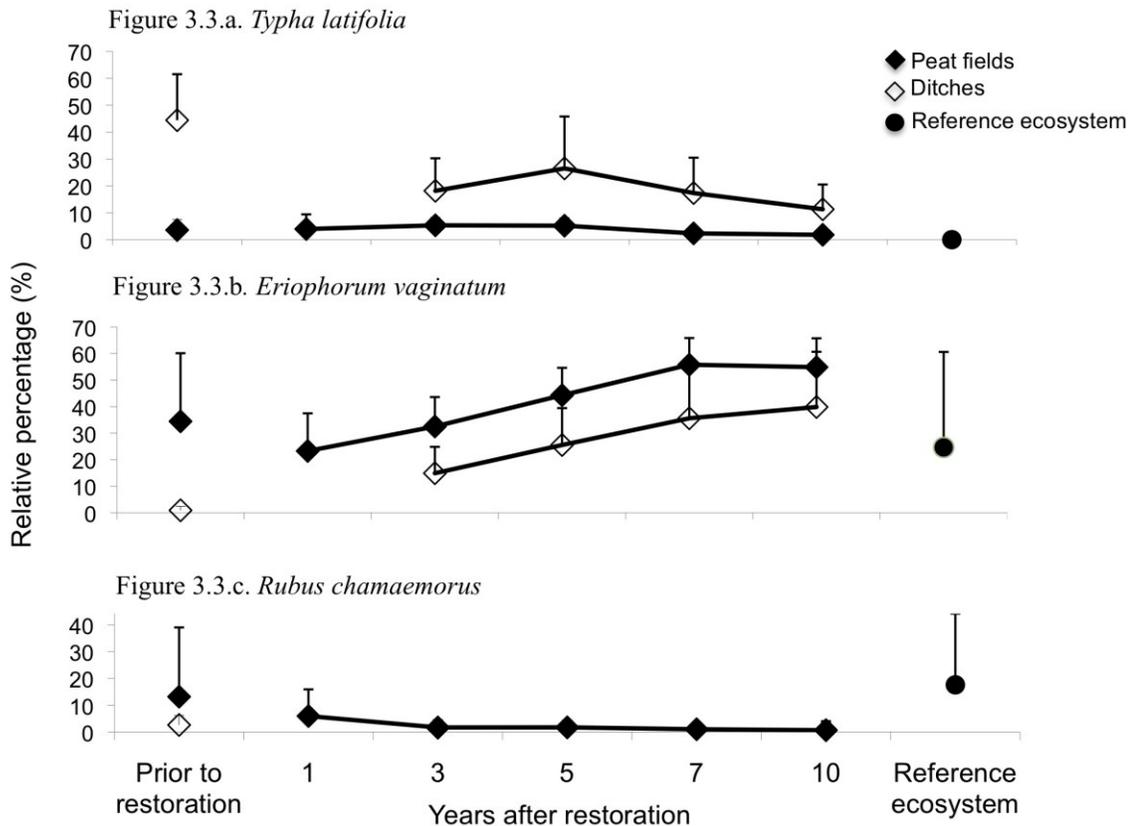


Figure 3.3 Patterns of three selected herbaceous species a) *Typha latifolia* (wetland habitat and with mycorrhiza), b) *Eriophorum vaginatum* (showing mostly sexual reproduction and thrives in large variation of water availability), c) *Rubus chamaemorus* (peatland species, with large seeds and associated to highly humid conditions) in the different stand stages for peat fields and ditches as well as in the reference ecosystem. The relative contribution of each species to the entire herb community is presented in percentage (y-axis; see section 3.4.4 for complete description of calculation) in order to ensure comparability with the reference ecosystem. Standard deviation is presented by upper bars.

3.6 Discussion

3.6.1 Is the herbaceous community of the restored peatland converging toward the reference ecosystem?

In a restoration context, the ecological distance between 1) the site prior to and after restoration and especially between 2) the restored site and the reference ecosystem is used to evaluate project success (Dufour and Piégay 2009). In our study, for both peat fields and ditches, the herbaceous community showed a similar set of traits prior to and in the early stage after restoration. However, a different set of traits was identified between 1) the early

and the latter stages after restoration, as well as between 2) the latter stage after restoration and the reference ecosystem. It remains that traits of the herbaceous community generally converged toward the reference ecosystem through time after restoration.

Prior to restoration, harsh conditions, few competitors and seed dispersal from surrounding fields favored the development of a herb community dominated by ruderal (HabRud) and wetland species (HabWet), associated to mesic soil conditions (WatMes) with a fen-like pH (AciFen) and with mycorrhiza (RooMyc). All the traits present prior to restoration remained significant in the early stage after restoration, which could in part result from one of the steps of the moss layer transfer technique when spontaneously established plants were moved into ditches during the surface leveling process. These plants may have provided seeds and rhizomes for colonizing restored surfaces once conditions were improved. However, this phenomenon had limited impact on the restoration processes as all traits important prior to and in the early stage after restoration quickly decreased in the latter stage after restoration. For example, ruderal species, which may have come from surrounding agricultural fields (Lachance and Lavoie 2004) or disturbed areas (e.g. road side), disappeared in the latter stage after restoration. Also, herbaceous species adapted to mesic soil conditions and preferring a wetland habitat (e.g. *Typha latifolia*; Figure 3.3.a) were found prior to restoration due to the presence of open water in ditches and flooding in the early stage after restoration (Shantz and Price 2006). Both traits decreased in the herbaceous community found in the latter stage after restoration. Finally, herbaceous species associated to a fen-like pH, introduced species (StaInt) and mycorrhiza, which are not traits typical of peatland species (see Thormann *et al.* 1999b; Lavoie and Rochefort 1996; Gorham and Janssens 1992), were all favored prior to and in the early restoration stage. Such traits may have been favored by phosphorus application (see Steers *et al.* 2011; Andersen *et al.* 2006; Jasper *et al.* 1979) which is recommended to facilitate the return of nurse plants for *Sphagnum* (Groeneveld and Rochefort 2002). As herbaceous species with those traits decreased in importance within their community in the latter stage after restoration, it seems that phosphorus application does not continue to favor atypical peatland traits ten years after restoration.

Carnivorous species (NutCar), rare prior to restoration, were globally well established ten years later. Carnivorous species take longer than other herbaceous species to develop their leaf structure, but eventually have access to more nutrients and energy (Karagatzides and Ellison 2009) especially in nutrient poor habitats such as peatlands. The presence of herbaceous species showing mostly sexual reproduction (RepSex) and linked to variable water availability (WatGen) was expected in cut-over bogs (Table 3.1; Pywell *et al.* 2003; Payette and Rochefort 2001) but these species were dominant mainly in the latter stage after restoration, most likely due to the prominence of *Eriophorum vaginatum* (Figure 3.3.c). Several ecological characteristics explain the establishment success of *Eriophorum vaginatum*. This species produces numerous seeds (Lavoie *et al.* 2005) easily dispersed by wind (Campbell *et al.* 2003). Also, it thrives in soil with variable water availability (Gignac *et al.* 2004) and has the ability to invade cut-over peatlands with a water table no deeper than 30-40 cm under the surface (Lavoie *et al.* 2005). As expected (Table 3.1; Pellerin and Lavoie 2003; Payette et Rochefort 2001; Turnbull *et al.* 1999), peatland (HabPea) and forest species (HabFor), species preferring humid soil (WatHum) as well as with large seeds (SeeLen) were associated to the reference ecosystem. Species with large seeds can be expected to be more prominent in undisturbed sites, as space and resources are limited (Turnbull *et al.* 1999).

3.6.2 Patterns of species, functional and trait diversity

Soon after restoration, species and functional diversity were at their highest in both peat fields and ditches. This is a classic example of invasion by functionally different species following the removal of environmental filters (Mayfield *et al.* 2010). As time after restoration passed, species diversity decreased in both peat fields and ditches whereas functional diversity decreased only in peat fields. The presence of ditches thus helped maintain functional diversity, especially in the latter stage after restoration. Overall, there was a strong humidity gradient across ditches from their center toward adjacent peat fields, which may have favored higher functional diversity of the herbaceous species found. Nevertheless, the reference ecosystem showed higher trait diversity (see wide ellipse on Figure 3.1.a - 3.1.b) than both peat fields and ditches. The high trait diversity of the reference ecosystem may be an artifact of the comparison of seven undisturbed peatlands (composing the reference ecosystem) with only one restored site or could be due to natural

heterogeneity usually found in “mature ecosystems” (Bartels and Chen 2010). However, low heterogeneity in trait diversity of managed ecosystem has also been shown for forests (Bartels and Chen 2010), grasslands (Kahmen *et al.* 2002), wetlands (Seabloom and van der Valk 2003) and peatland (chapter 2).

3.6.3 Recommendations for ombrotrophic peatland restoration

Experimenting with a trait-based approach as a method of assessment for a peatland restoration project has several useful outcomes. First, our study can serve as a framework to compare ecosystems across a vast region or range of sites, as it is based on universal traits (not associated to a specific region) rather than on site-specific vegetation composition (e.g. Laliberté *et al.* 2010). Also, the clear changes in trait pattern with time after restoration showed the importance of monitoring a restored peatland over a period of ten years. In addition, the integration of the trait-based approach into multiple year peatland restoration monitoring can help to improve the well-known moss layer transfer technique in a way that optimizes ecosystem recovery. It could be possible to sow species with large seeds in the latter stage after restoration in order to increase their representation within the community. Examples of such species are *Carex aquatilis* Wahlenb., *Carex oligosperma* Michx., *Eriophorum virginicum* L., and *Rubus chamaemorus*, which was also previously identified as a species with little establishment success in a bog restoration project (chapter 2). A second finding of our analysis is the persistence of several traits not typical of bog species for up to five years after restoration, which may be a result of stocking residual peat in ditches during the field preparation step. Two alternative steps could prevent this phenomenon 1) the removal of spontaneously established vegetation prior to restoration, or 2) the restoration of peatlands as soon as exploitation ceases. Overall, the new steps recommended for the moss layer transfer technique, especially sowing seeds, must be evaluated in view of the goals of the restoration project and the costs they incur. It is also possible that the restored ecosystem will come to resemble the reference ecosystem more over a longer time period after restoration (such as twenty or fifty years). Finally, our study points out the relative homogeneity of a restored ecosystem compared to a reference ecosystem. If the desired goal is to bring the restored peatland closer to the reference ecosystem, diversity must be increased to foster a heterogeneous ecosystem. Our study highlights the importance of creating or preserving contrasting habitats within a restored

site, as functional and trait diversity between ditches and peat fields were different. Also, new techniques to restore habitat diversity within cut-over bogs should be further developed, notably in terms of their potential application for shallow or deep ponds. We also recommend integrating vegetation material from different undisturbed bogs as part of a broader regional planning strategy to help increase diversity of restored bogs.

3.7 Acknowledgement

We thank C. Boismenu for managing the PERG database between 1999 and 2007, S. Hogue-Hugron for useful comments on this article, M. Bachand for help in statistical analyses as well as J. Bussi eres, B. Drolet, E. Groeneveld, E. Keller, M. Lafrenière-Landry, C. Lalumiere, J. Landry, M.- . Lemieux, R. Pouliot, C. Saint-Arnaud, M. Sottocornola, S. Henstra, F. Salvador, M.-C. Leblanc and C. Emond for field assistance over the years. Also, we are indebted to all the individuals who worked on the database of plant traits in Quebec-Canada (TOPIQ-C) and to R. Pouliot, who provided the database for the reference ecosystem. We are grateful to B. Drolet, S. Campeau and F. Quinty for logistical work during restoration activities and to C. Lavoie and A. Munson for manuscript revision. This work was supported by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, the Ministry of Natural Resources and Energy of New Brunswick, the Canadian Sphagnum Peat Moss Association and its members as well as by the Fonds de recherche du Québec - Nature et Technologies (FQRNT), Institut Hydro-Québec en environnement, développement et société (Institut EDS) and Quebec Center for Biodiversity Science (QCBS) through a scholarship to A. D’Astous.

3.8 References

- Andersen, R., L. Rochefort, and M. Poulin. 2009. “Peat, Water and Plant Tissue Chemistry Monitoring: A Seven-Year Case-Study in a Restored Peatland.” *Wetlands* 30: 159-170.
- Andersen, R., A.-J. Francez, and L. Rochefort. 2006. “The physicochemical and microbiological status of a restored bog in Québec: Identification of relevant criteria to monitor success.” *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1375-1387.
- Aubin, I., M.-H. Ouellette, P. Legendre, C. Messier, and A. Bouchard. 2009. “Comparison of two plant functional approaches to evaluate natural restoration along an old-field-deciduous forest chronosequence.” *Journal of Vegetation Science* 20: 185-198.

- Aubin, I., S. Gachet, C. Messier, and A. Bouchard. 2007. "How resilient are northern hardwood forests to human disturbance? An evaluation using a plant functional group approach." *Ecoscience* 14: 259-271.
- B.C. Ministry of Forests, and B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks. 1998. "Field Manual for Describing Terrestrial Ecosystems." Province of British Columbia. Victoria, Canada. 231 pp.
- Bartels, S.F., and H.Y.H. Chen. 2010. "Is understory plant species diversity driven by resource quantity or resource heterogeneity?" *Ecology* 91: 1931-1938.
- Bernhardt, E.S., M.A. Palmer, J.D. Allan, G. Alexander, K. Barnas, S. Brooks, J. Carr, *et al.* 2005. "Synthesizing U.S. river restoration efforts." *Science* 308: 636-637.
- Block, W.M., A.B. Franklin, J.P. Ward Jr., J.L. Ganey, and G.C. White. 2001. "Design and Implementation of Monitoring Studies to Evaluate the Success of Ecological Restoration on Wildlife." *Restoration Ecology* 9: 293-303.
- Campbell, D.R., L. Rochefort, and C. Lavoie. 2003. "Determining the Immigration Potential of Plants Colonizing Disturbed Environments: The Case of Milled Peatlands in Quebec." *Journal of Applied Ecology* 40: 78-91.
- Campbell, D.R., and L. Rochefort. 2003. "Germination and seedling growth of bog plants in relation to the recolonization of milled peatlands." *Plant Ecology* 169: 71-84.
- Chapman, S., A. Buttler, A.-J. Francez, F. Laggoun-Défarge, H. Vasander, M. Schloter, J. Combe, *et al.* 2003. "Exploitation of northern peatlands and biodiversity maintenance: a conflict between economy and ecology." *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 525-532.
- Chessel, D., A.B. Dufour, and J. Thioulouse. 2004. "The ade4 package - I: One-table methods." *R News* 4: 5-10.
- Dachnowski-Stokes, A.P. 1939. "Improvement of Unproductive and Abandoned Peatland for Wildlife and Related Uses." *Ecology* 20: 187-197.
- Dachnowski-Stokes, A.P. 1934. "Peat-Land Utilization." *Geographical Review* 24: 238-250.
- Dray, S., and P. Legendre. 2008. "Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited." *Ecology* 89: 3400-3412.
- Dufour, S., and H. Piégay. 2009. "From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits." *River Research and Applications* 25: 568-581.
- Eberhardt, L.L., and J.M. Thomas. 1991. "Designing Environmental Field Studies." *Ecological Monographs* 61: 53-73.
- Ehrenfeld, J.G. 2000. "Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals." *Restoration Ecology* 8: 2-9.
- Follstad Shah, J.J., C.N. Dahm, S.P. Gloss, and E.S. Bernhardt. 2007. "River and Riparian Restoration in the Southwest: Results of the National River Restoration Science Synthesis Project." *Restoration Ecology* 15: 550-562.
- Garneau, M. 2001. "Statut trophique des taxons préférentiels et des taxons fréquents mais non préférentiels des tourbières naturelles du Québec-Labrador." In *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses Université Laval. Québec, Canada. 648 pp.
- Gignac, L.D., R. Gauthier, L. Rochefort, and J. Bubier. 2004. "Distribution and habitat niches of 37 peatland Cyperaceae species across a broad geographic range in Canada." *Canadian Journal of Botany* 82: 1292-1313.

- Gondard, H., S. Jauffret, J. Aronson, and S. Lavorel. 2003. "Plant Functional Types: A Promising Tool for Management and Restoration of Degraded Lands." *Applied Vegetation Science* 6: 223-234.
- Gorham, E., and L. Rochefort. 2003. "Peatland restoration: A brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs." *Wetlands Ecology and Management* 11: 109-119.
- Gorham, E., and J.A. Janssens. 1992. "Concepts of fen and bog reexamined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters." *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 61: 7-20.
- Government of Canada. 2009. "Integrated Taxonomic Information System (ITIS)." Available at http://www.cbif.gc.ca/pls/itisca/taxaget?p_ifx=cbif&p_lang= [Accessed on October 10th 2010].
- Groeneveld, E.V.G, and L. Rochefort. 2005. "*Polytrichum Strictum* as a Solution to Frost Heaving in Disturbed Ecosystems: A Case Study with Milled Peatlands." *Restoration Ecology* 13: 74-82.
- Groeneveld, E.V.G, and L. Rochefort. 2002. "Nursing plants in peatland restoration: on their potential use to alleviate frost heaving problems." *Suo* 53: 73-85.
- Jasper, D.A., A.D. Robson, and L.K. Abbott. 1979. "Phosphorus and the formation of vesicular-arbuscular mycorrhizas." *Soil Biology and Biochemistry* 11: 501-505.
- Jutras, S., H. Hökkä, J. Bégin, and A.P. Plamondon. 2006. "Beneficial influence of plant neighbours on tree growth in drained forested peatlands: a case study." *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2341-2350.
- Kahmen, S., P. Poschod, and K.-F. Schreiber. 2002. "Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years." *Biological Conservation* 104: 319-328.
- Karagatzides, J.D., and A.M. Ellison. 2009. "Construction costs, payback times, and the leaf economics of carnivorous plants." *American Journal of Botany* 96: 1612-1619.
- Kellogg, C.H., and S.D. Bridgham. 2002. "Colonization during early succession of restored freshwater marshes." *Canadian Journal of Botany* 80: 176-185.
- Kimmel, K., and U. Mander. 2010. "Ecosystem services of peatlands: Implications for restoration." *Progress in Physical Geography* 34: 491-514.
- Lachance, D., C. Lavoie, and A. Desrochers. 2005. "The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec." *Ecoscience* 12: 161-171.
- Lachance, D., and C. Lavoie. 2004. "Vegetation of *Sphagnum* bogs in highly disturbed landscapes: relative influence of abiotic and anthropogenic factors." *Applied Vegetation Science* 7: 183-192.
- Lacourse, T. 2009. "Environmental change controls postglacial forest dynamics through interspecific differences in life-history traits." *Ecology* 90: 2149-2160.
- Laliberté, E., and B. Shipley. 2011. "FD: Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology." Available at <http://cran.r-project.org/web/packages/FD/> [Accessed on July 22nd 2011].
- Laliberté, E., J.A. Wells, F. DeClerck, D.J. Metcalfe, C.P. Catterall, C. Queiroz, I. Aubin, et al. 2010. "Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities." *Ecology Letters* 13: 76-86.
- Laliberté, E., and P. Legendre. 2010. "A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits." *Ecology* 91: 299-305.

- Landres, P.B., P. Morgan, and F.J. Swanson. 1999. "Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems." *Ecological Applications* 9: 1179-1188.
- Lavoie, C., K. Marcoux, A. Saint-Louis, and J.S. Price. 2005. "The dynamics of a cotton-grass (*Eriophorum vaginatum* L.) cover expansion in a vacuum-mined peatland, southern Québec, Canada." *Wetlands* 25: 64-75.
- Lavoie, C., and L. Rochefort. 1996. "The natural revegetation of a harvested peatland in southern Quebec: A spatial and dendroecological analysis." *Ecoscience* 3: 101-111.
- Lavorel, S., S. Díaz, J. Cornelissen, E. Garnier, S. Harrison, S. McIntyre, J. Pausas, *et al.* 2007. "Plant functional types: are we getting any closer to the Holy Grail?" In *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Springer. Berlin Heidelberg, Germany. 336 pp.
- Legendre, P., and E. Gallagher. 2001. "Ecologically meaningful transformations for ordination of species data." *Oecologia* 129: 271-280.
- Lucchese, M., J.M. Waddington, M. Poulin, R. Pouliot, L. Rochefort, and M. Strack. 2010. "Organic matter accumulation in a restored peatland: Evaluating restoration success." *Ecological Engineering* 36: 482-488.
- Manly, B.F.J. 1992. "The design and analysis of research studies." Cambridge University Press. New York, U.S.A. and Melbourne, Australia. 357 pp.
- Mayfield, M.M., S.P. Bonser, J.W. Morgan, I. Aubin, S. McNamara, and P.A. Vesik. 2010. "What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change." *Global Ecology and Biogeography* 19: 423-431.
- Meteorological Service of Canada, Environnement Canada. 2011. "Climat du Canada." Government of Canada. Available at http://www.climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals/results_f.html?stnID=5844 [Accessed on March 30th 2011].
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2008. "Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, Note explicative sur la ligne naturelle des hautes eaux : la méthode botanique experte." Gouvernement du Québec. Québec, Canada. 27 pp.
- Moretti, M., M. De Cáceres, C. Pradella, M.K. Obrist, B. Wermelinger, P. Legendre, and P. Duelli. 2010. "Fire-induced taxonomic and functional changes in saproxylic beetle communities in fire sensitive regions." *Ecography* 33: 760-771.
- Murdoch, D., E.D. Chow (porting to R by Jesus M. Frias Celayeta). 2007. "Functions for drawing ellipses and ellipse-like confidence regions." Available at <http://cran.r-project.org/web/packages/ellipse/index.html> [Accessed on February 28th 2011].
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, R.B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, *et al.* 2010. "Vegan: Community Ecology Package." Available at <http://cran.r-project.org/>; <http://vegan.r-forge.r-project.org/> [Accessed on January 8th 2010].
- Payette, S., and L. Rochefort. 2001. "Écologie des tourbières du Québec-Labrador." Presses Université Laval. Québec, Canada. 648 pp.
- Pellerin, S., and C. Lavoie. 2003. "Reconstructing the Recent Dynamics of Mires Using a Multitechnique Approach." *Journal of Ecology* 91: 1008-1021.
- Pellerin, S. 2003. "Des tourbières et des hommes: l'utilisation des tourbières dans la région de Rivière-du-Loup-l'Isle-Verte." *Le naturaliste canadien* 127: 18-23.

- Pellerin, S., and C. Lavoie. 2000. "Peatland fragments of southern Quebec: recent evolution of their vegetation structure." *Canadian Journal of Botany* 78: 255-265.
- Petrone, R.M., J.M. Waddington, and J.S. Price. 2003. "Ecosystem-scale flux of CO₂ from a restored vacuum harvested peatland." *Wetlands Ecology and Management* 11: 419-432.
- Poulin, M., L. Rochefort, F. Quinty, and C. Lavoie. 2005. "Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada." *Canadian Journal of Botany* 83: 539-557.
- Poulin, M., D. Careau, L. Rochefort, and A. Desrochers. 2002. "From Satellite Imagery to Peatland Vegetation Diversity: How Reliable Are Habitat Maps?" *Conservation Ecology* 6: 16.
- Price, J.S., A.L. Heathwaite, and A.J. Baird. 2003. "Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches." *Wetlands Ecology and Management* 11: 65-83.
- Pywell, R.F., J.M. Bullock, D.B. Roy, L. Warman, K.J. Walker, and P. Rothery. 2003. "Plant Traits as Predictors of Performance in Ecological Restoration." *Journal of Applied Ecology* 40: 65-77.
- Quinty, F., and L. Rochefort. 2003. "Peatland restoration guide, second edition." Canadian Sphagnum Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Québec, Canada. 120 pp.
- R Development Core Team. 2009. "A language and environment for statistical computing." The R Foundation for Statistical Computing. Available at <http://www.R-project.org> [Accessed on December 20th 2009].
- Renou, F., T. Egan, and D. Wilson. 2006. "Tomorrow's landscapes: studies in the after-uses of industrial cutaway peatlands in Ireland." *Suo* 57: 97-107.
- Robitaille, A., and J.-P. Saucier. 1998. "Paysages régionaux du Québec méridional." Ministère des ressources naturelles, Gouvernement du Québec. Québec, Canada. 213 pp.
- Rochefort, L., F. Quinty, S. Campeau, K. Johnson, and T. Malterer. 2003. "North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands." *Wetlands Ecology and Management* 11: 3-20.
- Rochefort, L., J. Zhou, and M. Poulin. 2002. "Dry harvested peatlands can be restored to a *Sphagnum* bog: 7 years of monitoring." In *Proceedings of the International Peat Symposium: Peat in horticulture - Quality and environmental challenges, A joint symposium of Commission II (Industrial utilization of peat and peatlands) and Commission V (After-use of cut-over peatlands) of the International Peat Society*. International Peat Society. Pärnu, Estonia and Jyväskylä, Finlande. 382 pp.
- Rochefort, L. 2000. "*Sphagnum* — A Keystone Genus in Habitat Restoration." *The Bryologist* 103: 503-508.
- Rochefort, L., F. Isselin-Nondedeau, M. Poulin, S. Boudreau. Unpublished results. "Plant monitoring of an industrial peatland under restoration: Do survey methods influence success assessment?"
- Salonen, V. 1987. "Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting." *Ecography* 10: 171-174.
- Sandel, B., J.D. Corbin, and M. Krupa. 2011. "Using plant functional traits to guide restoration: A case study in California coastal grassland." *Ecosphere* 2: 1-16.
- Sarr, D.A. 2002. "Riparian Livestock Exclosure Research in the Western United States: A Critique and Some Recommendations." *Environmental Management* 30: 516-526.

- Seabloom, E.W., and A.G. van der Valk. 2003. "Plant Diversity, Composition, and Invasion of Restored and Natural Prairie Pothole Wetlands: Implications for Restoration." *Wetlands* 23: 1-12.
- Shantz, M.A., and J.S. Price. 2006. "Hydrological changes following restoration of the Bois-des-Bel Peatland, Quebec, 1999-2002." *Journal of Hydrology* 331: 543-553.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (SERIS & PWG). 2004. "The SER International Primer on Ecological Restoration." Tucson: Society for Ecological Restoration International. Available at http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp [Accessed on November 15th 2009].
- Steers, R.J., J.L. Funk, and E.B. Allen. 2011. "Can resource-use traits predict native vs. exotic plant success in carbon amended soils?" *Ecological Applications* 21: 1211-1224.
- Thormann, M.N., A.R. Szumigalski, and S.E. Bayley. 1999a. "Aboveground peat and carbon accumulation potentials along a bog-fen-marsh wetland gradient in southern boreal Alberta, Canada." *Wetlands* 19: 305-317.
- Thormann, M., R. Currah, and S. Bayley. 1999b. "The mycorrhizal status of the dominant vegetation along a peatland gradient in southern boreal Alberta, Canada." *Wetlands* 19: 438-450.
- Tullos, D.D., D.L. Penrose, G.D. Jennings, and W.G. Cope. 2009. "Analysis of functional traits in reconfigured channels: implications for the bioassessment and disturbance of river restoration." *Journal of the North American Benthological Society* 28: 80-92.
- Turnbull, L.A., M. Rees, and M.J. Crawley. 1999. "Seed mass and the competition/colonization trade-off: a sowing experiment." *Journal of Ecology* 87: 899-912.
- Verhagen, R., J. Klooker, J.P. Bakker, and R. van Diggelen. 2001. "Restoration Success of Low-Production Plant Communities on Former Agricultural Soils after Top-Soil Removal." *Applied Vegetation Science* 4: 75-82.
- Violle, C., M.-L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel, and E. Garnier. 2007. "Let the concept of trait be functional!" *Oikos* 116: 882-892.
- Waddington, J.M., and S.M. Day. 2007. "Methane emissions from a peatland following restoration." *Journal of Geophysical Research* 112: 1-11.
- Waddington, J.M., and P. McNeil. 2002. "Peat oxidation in an abandoned cutover peatland." *Canadian Journal of Soil Science* 82: 279-286.
- White, P.S., and J.L. Walker. 1997. "Approximating Nature's Variation: Selecting and Using Reference Information in Restoration Ecology." *Restoration Ecology* 5: 338-349.
- Whittaker, R.H. 1972. "Evolution and Measurement of Species Diversity." *Taxon* 21: 213-251.
- Young, T.P., D.A. Petersen, and J.J. Clary. 2005. "The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms." *Ecology Letters* 8: 662-673.

3.9 Appendix I

Table 3.3 List of all the herbaceous plants found for both peat fields and ditches in the different stand stages (prior to and up to ten years after restoration) and in the reference ecosystem.

<i>Achillea millefolium</i> L.	<i>Eupatorium maculatum</i> L.
<i>Agrostis scabra</i> Willd.	<i>Euthamia graminifolia</i> (L.) Nutt.
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	<i>Fragaria virginiana</i> Duchesne
<i>Anaphalis margaritacea</i> (L.) Benth.	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.
<i>Aralia hispida</i> Vent.	<i>Hieracium aurantiacum</i> L.
<i>Aralia nudicaulis</i> L.	<i>Hieracium pilosella</i> L.
<i>Avena sativa</i> L.	<i>Impatiens capensis</i> Meerb.
<i>Bidens connata</i> Muhl. ex Willd.	<i>Iris versicolor</i> L.
<i>Bidens frondosa</i> L.	<i>Juncus arcticus</i> Willd.
<i>Calamagrostis canadensis</i> (Michx.) Beauv	<i>Juncus brachycephalus</i> (Engelm.) Buch.
<i>Carex aquatilis</i> Wahlenb.	<i>Juncus brevicaudatus</i> (Engelm.) Fern.
<i>Carex bebbii</i> Olney ex Fern.	<i>Juncus bufonius</i> L.
<i>Carex canescens</i> L.	<i>Juncus effusus</i> L.
<i>Carex crawfordii</i> Fern.	<i>Juncus filiformis</i> L.
<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	<i>Juncus tenuis</i> Willd.
<i>Carex oligosperma</i> Michx.	<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.
<i>Carex pauciflora</i> Lightf.	<i>Lycopus uniflorus</i> Michx.
<i>Carex stipata</i> Muhl. ex Willd.	<i>Lysimachia terrestris</i> (L.) B.S.P.
<i>Carex stricta</i> Lam.	<i>Maianthemum canadense</i> Desf.
<i>Carex trisperma</i> Dewey	<i>Maianthemum trifolium</i> (L.) Sloboda
<i>Chamerion angustifolium</i> (L.) Holub	<i>Melampyrum lineare</i> Desr.
<i>Cicuta maculata</i> var. <i>maculata</i> L.	<i>Moehringia lateriflora</i> (L.) Fenzl
<i>Coptis trifolia</i> (L.) Salisb.	<i>Oclemena acuminata</i> (Michx.) Greene
<i>Cornus canadensis</i> L.	<i>Onoclea sensibilis</i> L.
<i>Cypripedium acaule</i> Ait.	<i>Osmunda cinnamomea</i> L.
<i>Doellingeria umbellata</i> (P.Mill.) Nees	<i>Phleum pratense</i> L.
<i>Drosera intermedia</i> Hayne	<i>Platanthera blephariglottis</i> (Willd.) Lindl.
<i>Drosera rotundifolia</i> L.	<i>Poa palustris</i> L.
<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) H.P. Fuchs	<i>Poa pratensis</i> L.
<i>Dryopteris cristata</i> (L.) Gray	<i>Polygonum hydropiper</i> L.
<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	<i>Polygonum persicaria</i> L.
<i>Epilobium ciliatum</i> ssp. <i>glandulosum</i> (Lehm.) Hoch & Raven	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl
<i>Epilobium leptophyllum</i> Raf.	<i>Rubus chamaemorus</i> L.
<i>Epilobium palustre</i> L.	<i>Rumex acetosella</i> L.
<i>Equisetum arvense</i> L.	<i>Rumex crispus</i> L.
<i>Equisetum sylvaticum</i> L.	<i>Sanguisorba canadensis</i> L.
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honckeney	<i>Sarracenia purpurea</i> L.
<i>Eriophorum vaginatum</i> L.	<i>Schoenoplectus pungens</i> (Vahl) Palla
<i>Eriophorum virginicum</i> L.	<i>Scirpus atrocinctus</i> Fern.
	<i>Scirpus atrovirens</i> Willd.

Scirpus microcarpus J. & K. Presl
Solidago canadensis L.
Solidago rugosa P. Mill.
Symphyotrichum lanceolatum (Willd.)
Nesom
Symphyotrichum puniceum (L.) A. & D.
Löve
Thalictrum pubescens Pursh
Torreyochloa pallida (Torr.) Church

Trientalis borealis Raf.
Triadenum fraseri (Spach) Gleason
Typha angustifolia L.
Typha latifolia L.
Vicia cracca L.
Viola cucullata Ait.
Viola macloskeyi Lloyd
Viola sororia Willd.

4 Conclusion générale

Selon la Convention sur la diversité biologique, la protection des tourbières doit être mise de l'avant en raison de leur rôle primordial dans la régulation du climat mondial et de leur mitigation possible des changements climatiques (SCDB 2008). En effet, bien que les tourbières couvrent seulement 3 % de la surface des continents, elles contiennent 30 % du carbone mondial trouvé dans les sols (Parish *et al.* 2008). Néanmoins, les tourbières sont exploitées puisqu'elles fournissent une ressource employée par l'humain, la tourbe. Suite à leur utilisation, la restauration des tourbières a pour objectif général de diminuer l'impact anthropique sur l'écosystème. Il est important de déterminer si les critères initiaux des projets de restauration ont été atteints afin d'évaluer et d'améliorer les techniques utilisées.

La présente étude avait pour but d'évaluer la restauration d'une tourbière par transfert du tapis muscinal, en se basant sur un écosystème de référence comme élément de comparaison et de mesure de succès, tel que le recommandent plusieurs auteurs (Landres *et al.* 1999; White et Walker 1997; Brinson et Rheinhardt 1996). Dans l'étude de cas de Bois-des-Bel (BDB), deux approches ont été employées pour évaluer l'état de la revégétation du site restauré. La première approche, dite par communautés, montre une évaluation de la végétation de la zone restaurée depuis neuf ans (chapitre 2). La deuxième approche montre la dynamique temporelle des herbacées sur une période de dix ans après la restauration à l'aide des traits qui caractérisent ces espèces (chapitre 3).

L'approche par communautés visait à évaluer trois des objectifs de la technique de restauration par transfert du tapis muscinal, soit l'objectif principal du retour : 1) d'un couvert de mousse principalement composé de sphaignes, ainsi que les objectifs secondaires du retour 2) d'une structure et 3) d'une composition en espèces similaires aux tourbières ombrotrophes de la région (Gorham et Rochefort 2003). Le retour d'un couvert de mousse principalement composé de sphaignes a été atteint dans la zone restaurée depuis neuf ans et ce couvert a même dépassé celui trouvé dans la zone naturelle de Bois-des-Bel. En ce qui a trait à la structure végétale, la zone restaurée se rapprochait davantage de la zone naturelle que de la zone non restaurée. Les différences principales se situaient au

niveau des strates de sphaignes et d'herbacées, qui avaient des abondances plus élevées dans la zone restaurée, alors que les arbres/arbustes avaient un couvert plus important dans la zone naturelle. Pour ce qui est de la composition végétale, les espèces d'arbres/arbustes et des éricacées ainsi que les espèces de bryophytes étaient plus similaires entre la zone restaurée et la zone naturelle qu'entre la zone restaurée et la zone non restaurée. Finalement, la composition en espèces des herbacées semblait plus éloignée du succès puisque la zone restaurée différait davantage de la zone naturelle que de la zone non restaurée. Puisqu'on reconnaît de plus en plus la difficulté d'amener l'écosystème restauré à un état similaire à l'écosystème de référence (Hobbs *et al.* 2011), les tendances de rapprochement observées pouvaient être considérées comme un signe positif. Bien qu'il ait été montré que les zones restaurée, naturelle et non restaurée sont toutes différentes l'une de l'autre, l'approche par communautés indiquerait que la zone restaurée de la tourbière de Bois-des-Bel est sur la voie du succès.

L'approche par communautés a aussi pu répondre à deux autres questions qui n'avaient pas été préalablement soulevées, mais qui offrent des informations additionnelles et appréciables sur la technique de restauration par transfert du tapis muscinal. En effet, l'approche par communautés a permis de mettre en évidence la faible diversité de la structure végétale et de la composition en espèces de bryophytes au sein des parcelles échantillonnées de la zone restaurée, alors que les parcelles des zones non restaurée et naturelle montraient une hétérogénéité pour toutes les variables étudiées (structure végétale, composition en espèces d'arbres/arbustes et d'éricacées, d'herbacées et de bryophytes). Ce résultat concorde avec ceux obtenus au chapitre 3 ainsi que ceux montrés par divers projets de gestion d'écosystèmes par l'homme, où la variabilité naturelle associée aux écosystèmes à l'état naturel n'est pas recréée dans les écosystèmes restaurés (Bartels et Chen 2010). Par contre, il est important de souligner que la zone naturelle de BDB couvre une aire de 189 ha alors que la zone restaurée n'est que de 8,4 ha. Ces différences au niveau des échelles de comparaison nous indiquent que ces interprétations sur la diversité trouvée au sein des différents types de sites doivent être faites avec précaution. Ensuite, l'analyse de la composition végétale de la zone restaurée après neuf ans et de la tourbière naturelle dont le matériel végétal a été utilisé pour la restauration de BDB a permis d'identifier des espèces

favorisées par la technique de restauration par transfert du tapis muscinal (c'est-à-dire *Carex trisperma* Dewey, *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench., *Eriophorum vaginatum* L., *Ledum groenlandicum* Oeder, *Polytrichum strictum* Brid., *Sphagnum fallax* (Klinggr.) Klinggr. et *Vaccinium oxycoccos* L.) ainsi que des espèces récalcitrantes à celle-ci (c'est-à-dire *Kalmia angustifolia* L., *Picea mariana* (P.Mill.) B.S.P. et *Rubus chamaemorus* L.). Pour ces espèces, il est possible d'identifier des caractéristiques écologiques qui font en sorte qu'elles sont favorisées ou récalcitrantes, et ainsi de poser de nouvelles actions, à la discrétion des buts originaux du projet de restauration, selon que leurs présences soient désirables ou non. Entre autres, il a été montré que *Rubus chamaemorus* fait partie du groupe d'espèces à large graine qui n'était pas important dans le site restauré de six à dix ans après la restauration de Bois-des-Bel (chapitre 3).

Par ailleurs, l'approche par traits a permis d'approfondir les connaissances de la dynamique des herbacées de la zone restaurée de la tourbière de Bois-des-Bel au sein des planches et des canaux sur une période de dix ans. Les herbacées ont été choisies dans cette analyse en raison des différences soulignées entre les zones restaurée et naturelle pour cette strate au sein de l'approche par communautés (chapitre 2). Il a été possible d'utiliser les herbacées trouvées avant la restauration ainsi que celles d'un écosystème de référence, composé de sept tourbières naturelles de la région, à des fins de comparaison. Dans les études basées sur les traits, l'analyse de la réponse d'un groupe spécifique d'espèces avec une histoire évolutive et écologique distincte est recommandée (Pavoine *et al.* 2011) mais est rarement vue dans la littérature (Mayfield *et al.* 2009), ce qui rend notre étude plus robuste et novatrice.

Tout d'abord, il a été possible d'associer certains traits aux différentes étapes analysées (c'est-à-dire avant la restauration, au cours des dix années après la restauration au sein des planches et des canaux ainsi que dans l'écosystème de référence). Entre autres, les herbacées exotiques, avec des mycorrhizes et associées à un habitat rudéral ou de milieu humide, à un sol mésique ayant une acidité plus élevée que 5,7, étaient importantes au sein de la communauté avant la restauration ou les premières années suivant la restauration (années un à cinq), mais pas dans les dernières années après la restauration (années six à

dix). Entre six et dix ans après la restauration, les herbacées trouvées sont carnivores. De plus, l'importance de deux traits, c'est-à-dire une reproduction principalement de manière sexuée et une adaptation à des sols où il y a une grande disponibilité de l'eau, étaient probablement liés à l'abondance d'une espèce dominante, soit *Eriophorum vaginatum*. Ainsi, il a été possible de mieux comprendre la dynamique de cette espèce, qui montrait aussi une abondance prédominante au sein de la zone restaurée depuis neuf ans (chapitre 2). Pour ce qui est de l'écosystème de référence, les herbacées trouvées étaient associées à un habitat de forêt et de tourbière, à des conditions de sol très humides et à des espèces possédant de larges graines. Les tourbières composant l'écosystème de référence trouvées dans la même région que la tourbière restaurée de Bois-des-Bel ont connu un phénomène d'afforestation au cours de la 2^e moitié du XX^e siècle (Pellerin et Lavoie 2003), ce qui explique la présence d'herbacées typiquement associées aux écosystèmes forestiers. La présence d'espèces possédant de larges graines dans l'écosystème de référence signale généralement un milieu compétitif (Pausas et Lavorel 2003; Thormann *et al.* 1999). En somme, au fur et à mesure que les années s'écoulent, les traits de la zone restaurée convergent vers ceux trouvés au sein de l'écosystème de référence.

Il existe trois autres conclusions émanant de l'approche par traits, liées cette fois-ci à la diversité trouvée aux différents stades étudiés. En effet, la diversité des traits des différentes tourbières composant l'écosystème de référence était beaucoup plus élevée que celle trouvée entre les différentes planches ou canaux du site restauré de BDB. Ce résultat rejoint celui obtenu au chapitre 2 où la zone restaurée depuis neuf ans est peu diversifiée quant à sa structure et sa composition végétale. Ici encore, il faut utiliser ces interprétations sur la diversité avec précaution puisque l'écosystème de référence, composé de sept tourbières différentes, n'est comparé qu'à une seule tourbière restaurée. De plus, il a été montré que la diversité des espèces et la diversité fonctionnelle des traits étaient plus élevées au sein des canaux que sur la surface des planches dix ans après la restauration.

À partir de ces résultats, il a été possible de faire certains constats sur des étapes de la technique de restauration par transfert du tapis muscinal. L'application de phosphore favorise l'établissement des polytriques qui aident à diminuer le soulèvement gélique

(Groeneveld et Rochefort 2005). À BDB, les premières années suivant l'application de phosphore, les traits favorisés ne sont pas typiques des tourbières (c'est-à-dire les herbacées avec des mycorrhizes, associées à un pH plus grand que 5,7 et exotiques). Néanmoins, puisque ces traits ne sont pas importants au sein de la communauté de BDB dans les dernières années après la restauration alors que les sphaignes se sont bien établies (chapitre 2), les avantages reliés à l'ajout de phosphore semblent plus importants que les désavantages. De plus, l'approche par traits nous aura permis d'arriver à une conclusion importante en regard de la longueur adéquate du suivi écologique des tourbières restaurées. En effet, nos résultats nous permettent de recommander de faire l'évaluation du succès seulement plusieurs années après la restauration puisque les traits importants les cinq premières années après la restauration ne sont pas caractéristiques de ceux trouvés de six à dix ans plus tard.

Finalement, il a été proposé d'améliorer certains aspects de la technique de restauration par transfert du tapis muscinal. Bien entendu, ces améliorations doivent être considérées seulement si les gestionnaires du projet de restauration veulent atteindre un but spécifique et que le rapport coût/bénéfice est avantageux. D'abord, en procédant à la restauration dès que l'extraction de tourbe est terminée, la végétation atypique aux tourbières aurait moins de chance de s'établir les premières années après la restauration. Cette proposition appuie la recommandation de Girard *et al.* (2002) qui soulignent que les tourbières exploitées devraient être abandonnées à la même époque afin de ne pas entretenir les canaux de drainage. Ainsi, la rehausse de la nappe phréatique de ces tourbières restaurées rapidement serait facilitée (Girard 2000). En Europe, la probabilité de retrouver la végétation typique d'une tourbière naturelle est plus élevée dans une tourbière restaurée qui a été drainée depuis peu de temps que dans une tourbière drainée depuis longtemps (Vasander *et al.* 2003). Si la technique de restauration par transfert du tapis muscinal n'est pas pratiquée rapidement suite à la fin de l'exploitation, il faut reboucher les canaux avec une tourbe qui ne contient pas de graines et de rhizomes des espèces déjà établies avant la restauration. Ensuite, l'ensemencement d'herbacées à larges graines pourrait être envisagé afin d'augmenter la similarité entre le site restauré et les tourbières naturelles. Par exemple, *Rubus chamaemorus*, qui a été identifiée comme une espèce récalcitrante à la restauration

par transfert du tapis muscinal (chapitre 2), pourrait être semée, ou des plantules pourraient être ajoutées au sein de Bois-des-Bel, d'autant plus que les fruits de cette plante sont d'intérêts commerciaux (Hébert-Gentile *et al.* 2011; Mäkinen et Söderling 1980). Toutefois, *Rubus chamaemorus* est une espèce qui est aussi connue pour préférer un sol très humide et un habitat de tourbières, deux traits associés à l'écosystème de référence. Il est donc possible qu'un ensemencement de graines ou de plantules dans le site restauré ne soit pas approprié seulement 10 ans après la restauration et qu'il faille attendre que les conditions propices pour cette espèce soient présentes. Finalement, la diversité de la tourbière restaurée pourrait être améliorée en créant différents habitats (mares peu profondes ou profondes, etc.). Une autre possibilité pour augmenter la diversité des espèces trouvées au sein du site restauré serait de varier les sites où le matériel végétal pour la restauration est recueillie. Généralement, les tourbières à caractère ouvert, avec peu d'arbres, sont sélectionnées afin de faciliter le passage de la machinerie. Il pourrait être préférable de prendre la végétation de plusieurs tourbières à caractère ouvert. Bien entendu, la récolte de matériel végétal dans les tourbières naturelles ne doit pas se faire au détriment de ces dernières et doit s'intégrer à une planification régionale de la restauration.

4.1 Apport de la recherche

Cette étude est la première qui évalue la technique de restauration par transfert du tapis muscinal d'une tourbière sur dix ans. Elle peut être une référence pour le futur afin de créer des indicateurs de succès et des mesures objectives d'évaluation du degré de succès. En effet, les approches et analyses utilisées pourraient être réutilisées pour développer ces indicateurs, une fois que plusieurs tourbières restaurées par la technique de transfert du tapis muscinal, situées au sein de la même et de différentes régions biogéographiques, seront analysées sur plusieurs années (Dufrene et Legendre 1997).

L'approche par traits reste un outil particulièrement prometteur pour l'évaluation de la restauration des tourbières puisqu'elle se base sur des caractéristiques écologiques universelles plutôt que sur des espèces propres à chaque région (Sandel *et al.* 2011; Aubin *et al.* 2009). Entre autres, cette approche pourrait être utilisée pour comparer les techniques de restauration utilisées. Par exemple, en Europe, les tourbières sont remouillées (c'est-à-dire élévation et stabilisation de la nappe phréatique; Vasander *et al.* 2003), alors

qu'en Amérique du Nord, non seulement les tourbières sont remouillées, mais du matériel végétal d'une tourbière naturelle est ajouté. De plus, l'approche par traits peut être utilisée 1) pour planifier des projets de restauration dont l'objectif principal est la restauration de fonctions écosystémiques ou 2) pour prédire les assemblages de plantes que les restaurateurs vont obtenir à partir des gradients environnementaux présents (Sandel *et al.* 2011).

4.2 Limites des méthodes

Tout comme Laughlin *et al.* (2006), nous recommandons d'être prudents dans l'extrapolation de nos résultats pour toutes les tourbières ombrotrophes restaurées par la technique du transfert du tapis muscinal puisque nos analyses ne sont basées que sur une seule tourbière, Bois-des-Bel. Dans le champ d'étude de la restauration des écosystèmes à grande échelle, cette contrainte, où un seul site est analysé, est habituelle (Block *et al.* 2001).

Au Canada, des progrès ont été faits dans le développement d'une base de données pour les traits des plantes (TOPIQ-C; Aubin *et al.* 2007). Néanmoins, plusieurs traits des herbacées des tourbières canadiennes ne sont pas suffisamment documentés (par exemple, le type de reproduction sexuée ou asexuée) ou ne sont pas répertoriés (par exemple, le taux de croissance des racines). Par conséquent, le manque d'information dans la littérature a fait en sorte que quelques traits critiques (par exemple, le taux de croissance des racines) n'ont pu être inclus dans l'analyse effectuée au chapitre 3. De plus, les traits étaient caractérisés à l'aide de classes nominales qui ne sont pas nécessairement représentatives de la réalité écologique (Pavoine *et al.* 2011). Ajoutons que la plupart des traits utilisés étaient reliés aux caractéristiques des individus adultes. Toutefois, notre étude s'échelonnait sur une période qui incluait l'établissement des espèces, et les traits importants à cette étape peuvent être différents de ceux trouvés à l'état adulte (Young *et al.* 2005).

4.3 Voies futures

Les bryophytes sont des espèces clés dans les tourbières ombrotrophes puisqu'elles sont responsables de l'accumulation de la tourbe (Rochefort 2000). Afin de mieux comprendre le fonctionnement des tourbières et les processus sous-jacents à leur

restauration, une base de données de traits des bryophytes devrait être créée. Ainsi, les analyses par traits, utilisées au chapitre 3, pourraient être répétées avec les bryophytes, ce qui permettrait d'obtenir une représentation plus précise de la réalité puisque plus d'espèces composant l'écosystème seraient incluses dans l'analyse.

Il est aussi primordial de se questionner sur l'impact de la diminution de variabilité au sein des écosystèmes restaurés, particulièrement lorsque la société s'attend à ce que les projets de restauration permettent de retourner l'écosystème à son état initial ou de ralentir la perte de biodiversité et de services écologiques (Hobbs *et al.* 2011). Benayas *et al.* (2009) ont analysé 89 projets de restauration qui comparaient des écosystèmes restaurés, non restaurés et de référence. Ils ont montré, preuve à l'appui, que la biodiversité et les services écologiques rendus par les écosystèmes restaurés sont plus bas que ceux rendus par les écosystèmes de référence, bien qu'ils soient plus élevés que ceux fournis par les écosystèmes non restaurés. En somme, la perte de la diversité montrée par l'approche par communautés (chapitre 2) et par traits (chapitre 3) doit être considérée pour améliorer la technique de restauration par transfert du tapis muscinal. Deux des solutions proposées sont la diversification 1) de la topographie initiale (mares peu profondes ou profondes, etc.) du site à restaurer ou 2) des tourbières où le matériel végétal est emprunté.

Finalement, il a été récemment montré que les projets de restauration n'intégraient pas de modèles des changements climatiques, ce qui pourrait être négatif à long terme. En effet, les tourbières restaurées pourraient être plus sensibles que les tourbières naturelles aux stress générés par les changements climatiques (Erwin 2008). L'intégration de la restauration dans un système de gestion, où une marge d'adaptation est possible afin d'inclure les problématiques du futur et où un leadership fort est présent, donne les meilleurs résultats de conservation de la biodiversité et des services écologiques sur une échelle locale et internationale (Kenward *et al.* 2011). La restauration des tourbières a connu de nombreuses améliorations depuis les années 1990. L'étude de cas de Bois-des-Bel, présentée dans ce mémoire, est un résultat concret de plus de vingt ans de recherche sur la technique de restauration par transfert du tapis muscinal. Bien que plusieurs aspects pourraient être améliorés afin de rapprocher la zone restaurée de

Bois-des-Bel de l'écosystème de référence, le travail effectué constitue une nette amélioration par rapport à la zone non restaurée et abandonnée depuis trente ans.

4.4 Références

- Aubin, I., M.-H. Ouellette, P. Legendre, C. Messier, et A. Bouchard. 2009. "Comparison of two plant functional approaches to evaluate natural restoration along an old-field-deciduous forest chronosequence." *Journal of Vegetation Science* 20: 185-198.
- Aubin, I., S. Gachet, C. Messier, et A. Bouchard. 2007. "How resilient are northern hardwood forests to human disturbance? An evaluation using a plant functional group approach." *Ecoscience* 14: 259-271.
- Bartels, S.F., et H.Y.H. Chen. 2010. "Is understory plant species diversity driven by resource quantity or resource heterogeneity?" *Ecology* 91: 1931-1938.
- Benayas, J.M.R., A.C. Newton, A. Diaz, et J.M. Bullock. 2009. "Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis." *Science* 325: 1121-1124.
- Block, W.M., A.B. Franklin, J.P. Ward Jr., J.L. Ganey, et G.C. White. 2001. "Design and Implementation of Monitoring Studies to Evaluate the Success of Ecological Restoration on Wildlife." *Restoration Ecology* 9: 293-303.
- Brinson, M.M., et R. Rheinhardt. 1996. "The Role of Reference Wetlands in Functional Assessment and Mitigation." *Ecological Applications* 6: 69-76.
- Dufrêne, M., et P. Legendre. 1997. "Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach." *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Erwin, K.L. 2008. "Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world." *Wetlands Ecology and Management* 17: 71-84.
- Girard, M., C. Lavoie, et M. Thériault. 2002. "The Regeneration of a Highly Disturbed Ecosystem: A Mined Peatland in Southern Québec." *Ecosystems* 5: 274-288.
- Girard, M. 2000. "La régénération naturelle d'écosystèmes fortement perturbés: le cas d'une tourbière exploitée du Bas-Saint-Laurent (Québec)." Mémoire de maîtrise. Département de géographie. Université Laval. Québec, Canada. 68 pp.
- Gorham, E., et L. Rochefort. 2003. "Peatland restoration: A brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs." *Wetlands Ecology and Management* 11: 109-119.
- Groeneveld, E.V.G., et L. Rochefort. 2005. "*Polytrichum Strictum* as a Solution to Frost Heaving in Disturbed Ecosystems: A Case Study with Milled Peatlands." *Restoration Ecology* 13: 74-82.
- Hobbs, R.J., L.M. Hallett, P.R. Ehrlich, et H.A. Mooney. 2011. "Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first Century." *BioScience* 61: 442-450.
- Hébert-Gentile, V., S. Kristine Naess, L.-É. Parent, et L. Lapointe. 2011. "Organo-mineral fertilization in natural peatlands of the Quebec North-Shore, Canada: Dispersion in soil and effects on cloudberry growth and fruit yield." *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science*: 1-10.
- Kenward, R.E., M.J. Whittingham, S. Arampatzis, B.D. Manos, T. Hahn, A. Terry, R. Simoncini, et al. 2011. "Identifying governance strategies that effectively support ecosystem services, resource sustainability, and biodiversity." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 5308-5312.

- Landres, P.B., P. Morgan, et F.J. Swanson. 1999. "Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems." *Ecological Applications* 9: 1179-1188.
- Laughlin, D.C., M.M. Moore, J.D. Bakker, C.A. Casey, J.D. Springer, P.Z. Fulé, et W.W. Covington. 2006. "Assessing Targets for the Restoration of Herbaceous Vegetation in Ponderosa Pine Forests." *Restoration Ecology* 14: 548-560.
- Mayfield, M.M., M.F. Boni, et D.D. Ackerly. 2009. "Traits, Habitats, and Clades: Identifying Traits of Potential Importance to Environmental Filtering." *The American Naturalist* 174: 1-22.
- Mäkinen, K.K., et E.V.A. Söderling. 1980. "A Quantitative Study of Mannitol, Sorbitol, Xylitol, and Xylose in Wild Berries and Commercial Fruits." *Journal of Food Science* 45: 367-371.
- Parish, F., A. Sirin, D. Charman, H. Joosten, T. Minayeva, M. Silvius, et L. Stringer. 2008. "Assessment on peatlands, biodiversity and climate change: main report." Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International. Wageningen, Netherlands. 215 pp.
- Pausas, J.G., et S. Lavorel. 2003. "A hierarchical deductive approach for functional types in disturbed ecosystems." *Journal of Vegetation Science* 14: 409-416.
- Pavoine, S., E. Vela, S. Gachet, G. de Belair, et M.B. Bonsall. 2011. "Linking patterns in phylogeny, traits, abiotic variables and space: a novel approach to linking environmental filtering and plant community assembly." *Journal of Ecology* 99: 165-175.
- Pellerin, S., et C. Lavoie. 2003. "Reconstructing the Recent Dynamics of Mires Using a Multitechnique Approach." *Journal of Ecology* 91: 1008-1021.
- Rochefort, L. 2000. "*Sphagnum* — A Keystone Genus in Habitat Restoration." *The Bryologist* 103: 503-508.
- Sandel, B., J.D. Corbin, et M. Krupa. 2011. "Using plant functional traits to guide restoration: A case study in California coastal grassland." *Ecosphere* 2: 1-16.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (SCDB). 2008. "Décisions adoptées par la conférence des parties à la convention sur la diversité biologique à sa neuvième réunion." Bonn, Allemagne. 215 pp.
- Thormann, M., R. Currah, et S. Bayley. 1999. "The mycorrhizal status of the dominant vegetation along a peatland gradient in southern boreal Alberta, Canada." *Wetlands* 19: 438-450.
- Vasander, H., E.-S. Tuittila, E. Lode, L. Lundin, M. Ilomets, T. Sallantausta, R. Heikkilä, et al. 2003. "Status and restoration of peatlands in northern Europe." *Wetlands Ecology and Management* 11: 51-63.
- White, P.S., et J.L. Walker. 1997. "Approximating Nature's Variation: Selecting and Using Reference Information in Restoration Ecology." *Restoration Ecology* 5: 338-349.
- Young, T.P., D.A. Petersen, et J.J. Clary. 2005. "The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms." *Ecology Letters* 8: 662-673.

