

MONIQUE POULIN

**LA CONSERVATION DES TOURBIÈRES : SÉLECTION DE RÉSERVES
NATURELLES ET AMÉNAGEMENT DES SITES EXPLOITÉS**

Thèse
présentée
à la Faculté des études supérieures
de l'Université Laval
pour l'obtention
du grade de Philosophiae Doctor (Ph.D.)

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

MARS 2002

© Monique Poulin, 2002

RÉSUMÉ

Les tourbières sont menacées dans plusieurs régions du monde. Dans cette thèse, je présente d'abord un portrait général de l'état de la conservation des tourbières au Canada et au Québec. J'y montre que les programmes de protection des tourbières sont inadéquats pour assurer la pérennité de ce type d'écosystème, dont moins de 1 % de la superficie est protégée au Québec. Je revois également en détail la situation des aires de conservation du Québec quant aux superficies de tourbières protégées. Je suggère à cet effet que des critères tels que la répartition géographique des tourbières, leur représentativité régionale et la responsabilité nationale face à la communauté internationale devraient être considérés. Je m'intéresse ensuite à la classification de la végétation des tourbières à l'échelle régionale ($> 1000 \text{ km}^2$). Je montre que la télédétection par satellite peut servir à cartographier au moins 13 habitats de tourbières naturelles et que ces habitats reflètent mieux la variabilité associée à la répartition des espèces et à la structure de la végétation que 15 variables environnementales communément mesurées. J'utilise par la suite des algorithmes de sélection de réserves et montre que favoriser des grandes parcelles d'habitat plutôt que de petites parcelles dispersées au sein d'une même tourbière mène à des réseaux de réserves plus importants, tant en termes de superficie totale que de nombre de sites. En ce qui a trait à la Paruline à couronne rousse (*Dendroica palmarum*¹), l'effet de la taille des parcelles d'habitats sur sa probabilité de présence n'est pas constant à travers les différents scénarios. L'importance de la configuration spatiale des habitats à l'intérieur des tourbières est ainsi directement liée aux caractéristiques intrinsèques du système de tourbières à l'étude (disponibilité des tailles de tourbières, répartition des habitats). Par contre, l'abondance régionale des tourbières favorise clairement cet oiseau. De plus, le fait de contraindre les algorithmes à sélectionner des réseaux ayant quelques grandes tourbières constitue une meilleure approche pour cette espèce que la sélection de réseaux comprenant beaucoup de petites tourbières. Quoique ces résultats procurent de nouveaux outils de sélection de tourbières à protéger, certaines régions sont trop affectées par les activités anthropiques pour être sujettes à de telles procédures. J'évalue donc le rôle des fragments résiduels au sein des sites exploités en tant que refuges pour la flore. Je montre que ces fragments ne constituent pas une alternative en conservation puisque leur végétation n'est pas représentative des tourbières naturelles et ce, en raison des effets de drainage.

¹ Espèce d'oiseau strictement associée aux tourbières dans le Sud du Québec et sensible à leur taille et isolement

ABSTRACT

Peatlands are economically valuable wetlands threatened in many regions of the world. Here, I first present a general portrait of the conservation status of peatlands in Canada and Québec. In particular, I stress that national and provincial programs for peatland protection are not yet adequate for ensuring the persistence of this ecosystem. For instance, I estimated that less than 1% of the extent of peatlands in the province of Québec is protected. I review the status of national and provincial parks, as well as of ecological reserves, with respect to peatland conservation and suggest that criteria such as the geographical distribution of peatlands, their regional representativeness and the national responsibility towards the international community should be considered to improve the situation. I then address the question of how to classify the vegetation of peatlands on a regional scale ($> 1000 \text{ km}^2$). I show that satellite imagery can be used to effectively map at least 13 habitats within natural peatlands, and that these habitats reflect the variability in species and vegetation structure distribution better than 15 commonly measured environmental variables. I then use site-selection algorithms to explore the effect of different factors constraining the choice of a reserve network. I show that constraining the algorithms to select larger patches of habitat, all other things being equal, lead to larger networks, both in terms of the number of sites and total area. However, the effect of habitat patch size on the probability of occurrence of the Palm Warbler (*Dendroica palmarum*²), is not constant among different scenarios. The effect of spatial configuration of habitats within peatlands is thus likely to be directly linked to the intrinsic characteristics of the peatland system under study (availability of peatland size, habitat distribution). Regional abundance of peatlands clearly favour the Palm Warbler and constraining the algorithms to select networks with few large peatlands consists in a better approach for this bird than selecting networks comprising many small sites. Although these results constitute new insights for helping the selection of a peatland conservation network, some regions are too affected by human activities to be subject to such procedures. I therefore evaluate the role of natural remnants within mined peatlands as refuges for plants. I show that these remnants are not an alternative in conservation as their vegetation is not representative of pristine peatlands due to drainage effects.

² Bird species strictly associated to peatlands in southern Québec, and sensitive to their area and isolation

AVANT-PROPOS

À la veille du dépôt final, je tiens à souligner l'importance de plusieurs personnes dans l'accomplissement de mon projet de doctorat. D'abord, je remercie chaleureusement ma directrice de recherche, Line Rochefort, pour son soutien constant et la confiance qu'elle m'a témoignée tout au long de mes études graduées. J'ai fort apprécié son dynamisme et ai appris de ses talents. Les nombreuses années à travailler avec Line auront été très enrichissantes. Je remercie également mon co-directeur, André Desrochers, pour m'avoir bien guidée à travers les différentes étapes de mon projet, notamment lorsque des programmes informatiques ou des méthodes statistiques particulières ont été nécessaires à la bonne poursuite des travaux. Je tiens à remercier Serge Payette pour avoir révisé la thèse en tant que prélecteur et ce, dans des délais très courts, ainsi que Robert Gauthier pour avoir évalué la thèse et apporté des suggestions très pertinentes. M. Gauthier a aussi été présent tout au long de mes études graduées, et je lui en suis bien reconnaissante. J'ai été également honorée d'avoir comme évaluateur externe M. Paul Glaser, qui a aimablement accepté d'être membre du jury et d'assister à la soutenance.

J'aimerais aussi exprimer ma gratitude envers les membres du Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET). Un ami et collègue, Bruno Drolet, a été une personne des plus importantes au cours de mon doctorat, notamment en m'encourageant fortement à utiliser l'imagerie par satellite pour cartographier les habitats de tourbière, un travail qui a porté fruit et qui constitue aujourd'hui le corps de la thèse. J'ai beaucoup apprécié son aide à certaines étapes critiques du projet, particulièrement lors du légendaire survol en hélicoptère et des très belles journées de terrain dans les tourbières. Je remercie également Claire Boismenu, qui est toujours disponible pour les gens du groupe de recherche et qui m'a rendu de nombreux services, notamment pour la révision de textes. Stéphanie Boudreau, Suzanne Campeau et Claudia Chirino m'ont apporté un support amical fort apprécié. J'ai aussi pu bénéficier de discussions intéressantes avec Daniel Campbell, François Quinty et les autres membres du groupe de recherche. Ce projet n'aurait pu être accompli sans l'aide précieuse de mes assistants de terrain. À ce titre, je remercie Rosalie Cliche, Danielle Cobbaert, Dominique Fiset et Olivier Soucy de m'avoir accompagnée pendant plusieurs mois dans les tourbières du Québec et du Nouveau-Brunswick. Virginie-Arielle Anger, Marc Girard et Robert Rowland m'ont

aussi prêté main forte pendant plusieurs journées sur le terrain. Denis Bastien, Michelle Garneau, Robert Gauthier et Claude Roy m'ont aidée à plusieurs moments pour l'identification des plantes vasculaires, mousses et lichens.

J'aimerais aussi exprimer toute ma reconnaissance envers les co-auteurs des différents chapitres de ma thèse, particulièrement envers Denis Careau, qui a effectué la programmation pour la classification de l'image satellitaire. Le projet de télédétection a grandement bénéficié de son expertise. Je remercie Stéphanie Pellerin, Mar Cabeza et Marc Bélisle pour avoir contribué à certains chapitres de ma thèse. Je veux souligner l'hospitalité des chercheurs du Département d'écologie forestière de l'Université d'Helsinki, plus particulièrement des membres du Groupe de recherche sur les tourbières que j'ai côtoyés pendant l'année 2001 lors de mon stage doctoral en Finlande.

Je ne peux passer sous silence l'aide apportée par Line Couillard du ministère de l'Environnement du Québec. J'ai grandement apprécié les rencontres avec Line et ses collègues. Chantal Seuthé et Daniel Rochefort du ministère des Ressources Naturelles du Québec m'ont aussi apporté une aide précieuse quant au choix de l'image satellitaire et au géoréférencement de l'image classifiée. Denis Robert de ce même ministère et Jacques Thibault du ministère des Ressources naturelles et de l'énergie du Nouveau-Brunswick ont facilité mon travail en me donnant accès aux photographies aériennes des tourbières à l'étude. Glenda Jones m'a initiée aux statistiques multivariées.

Plusieurs personnes m'ont encouragée d'une façon plus personnelle durant mes études graduées. Je veux souligner ici le support constant de ma famille, particulièrement de mes parents qui m'ont toujours beaucoup aidé. Merci aussi à mon frère Michel, à Christine et à petite Léa de mettre du soleil au quotidien. Je tiens à remercier spécialement Marc Bélisle, celui qui a vécu avec moi tous les moments intenses d'un projet de doctorat. Merci pour ton aide précieuse et généreuse, et surtout, pour ta compréhension.

Les travaux de recherche contenus dans cette thèse ont été supportés financièrement par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, le Fonds Nature et Technologies (anciennement FCAR), le ministère de l'Environnement du Québec via le programme PARDE, la Société québécoise pour la protection des oiseaux et la Society of Wetland Scientists. J'ai également bénéficié des bourses d'étude du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada ainsi que du Fonds Nature et Technologies.

TABLE DES MATIÈRES

LA CONSERVATION DES TOURBIÈRES : SÉLECTION DE RÉSERVES NATURELLES ET AMÉNAGEMENT DES SITES EXPLOITÉS	i
RÉSUMÉ.....	ii
ABSTRACT.....	iii
AVANT-PROPOS	iv
TABLE DES MATIÈRES	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES FIGURES.....	x
LISTE DES ANNEXES.....	xii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
Historique des réserves naturelles et des procédures de conservation.....	1
Les substituts biologiques.....	4
Les espèces indicatrices et les espèces parapluies	4
Les groupes d'espèces en tant qu'indicateurs.....	6
Les habitats comme filtre-brut	7
Le design des réserves naturelles.....	8
Objectifs de l'étude et organisation de la thèse	10
RÉFÉRENCES CITÉES.....	12
Chapitre I	
La conservation des tourbières.....	23
Résumé.....	24
Abstract.....	24
INTRODUCTION	26
FACTEURS DE DÉGRADATION DES TOURBIÈRES	27
POLITIQUES ET LOIS RÉGISSANT LA GESTION DES TOURBIÈRES AU CANADA	30
LA PROTECTION DES TOURBIÈRES : LE CAS DU QUÉBEC	32
Réserves écologiques	32
Parcs nationaux et provinciaux	36
LES FRAGMENTS RÉSIDUELS : UNE ALTERNATIVE EN MATIÈRE DE CONSERVATION?	40
CONCLUSION.....	41
RÉFÉRENCES CITÉES.....	43
Chapitre II	
From satellite imagery to peatland vegetation diversity: how reliable are habitat maps?	51
Résumé.....	52
Abstract.....	53

INTRODUCTION	54
STUDY AREA	56
METHODS	56
Selection of satellite image	56
Habitat classes and training sites	59
Distinguishing peatlands from the matrix	60
Distinguishing habitats within peatlands	61
Validation of the habitat maps	62
Vegetation surveys	63
Vegetation data analysis	64
RESULTS	65
Validation of the habitat maps	68
Vegetation data analysis	73
DISCUSSION	76
ML vs WML: comparing the classification procedures	77
Validation constraints	78
Vegetation patterns	79
CONCLUSION	81
ACKNOWLEDGMENTS	81
LITERATURE CITED	82

Chapitre III

Reserve networks for a peatland bird: the importance of within-site habitat configuration and off-network habitat loss.....	98
Résumé.....	99
Abstract.....	99
INTRODUCTION	101
METHODS	103
Study area	103
Peatland habitat map	103
Selecting reserve networks	105
Data pre-processing.....	105
Site-selection algorithms.....	109
Assessing reserve networks	111
Predicting Palm Warbler occurrence	111
RESULTS	114
Physical efficiency of the reserve networks	114
Functional effectiveness of the reserve networks	115
DISCUSSION	119

ACKNOWLEDGEMENTS	124
LITERATURE CITED	124
Chapitre IV	
Conservation of bog plant species assemblages: assessing the role of natural remnants in mined sites.....	130
Résumé.....	131
Abstract.....	131
INTRODUCTION	132
STUDY AREA	133
SAMPLING	133
DATA ANALYSES	136
Similarity of plant species assemblages between plot types.....	136
Influence of environmental variables on species and plot type patterns	136
Drainage effects on conditions of remnant margins	137
Vegetation strata cover among plot types.....	137
RESULTS	138
Similarity of plant species assemblages between plot types.....	138
Influence of environmental variables on species and plot type patterns	138
Drainage effect on conditions of remnant margins.....	140
Vegetation strata cover among plot types.....	140
DISCUSSION.....	143
Plant species assemblages in natural bogs: centre vs. margins.....	144
Effect of peat mining on vegetation and water conditions	144
Management recommendations, conservation and restoration implications	145
ACKNOWLEDGEMENTS.....	146
LITERATURE CITED	147
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	155
RÉFÉRENCES CITÉES.....	162
APPENDIX 1	166

LISTE DES TABLEAUX

Introduction

Tableau 1. Espèces protégées par l' <i>Endangered Species Act</i> (ESA) et pour lesquelles les programmes de conservation sont les plus coûteux.	5
---	---

Chapitre I

Tableau 1. Liste des réserves écologiques, des parcs nationaux et provinciaux du Québec incluant des tourbières dans leurs limites.	34
--	----

Chapitre II

Table 1. The 13 habitat classes defined <i>a priori</i> for the supervised classifications.	59
Table 2. Error matrices based on 626 Differential GPS locations for the validation of 13 peatland habitats classified with A) a maximum likelihood function method (ML) and B) a maximum likelihood function weighted by the proportion of each habitat class within peatlands (WML).	69

Chapitre III

Table 1. The 13 habitat classes defined <i>a priori</i> and classified from a 1999 Landsat 7/ETM+ scene. The rank of a specific vegetation strata within a habitat type determines its dominance.	105
Table 2. Habitat-clustering thresholds used for each of the 13 habitat types in site selection algorithms.	106
Table 3. Total area covered by each habitat type among all peatlands > 10 ha over the entire region as well as Clustered_Area which was calculated by subtracting from the TotArea the pixels occurring in patches smaller than the considered habitat-clustering threshold.	109
Table 4. Selection of the 'best' logistic regression model ($n = 61$) to predict the probability of occurrence of the Palm Warbler within peatlands of the reserve networks.....	113
Table 5. Range of the main explanatory variables and parameter estimates of the logistic regression model ($n = 61$) used to predict the probability of occurrence of the Palm Warbler within peatlands of the reserve networks.	118

LISTE DES FIGURES

Chapitre I

Fig. 1. Localisation des tourbières protégées au Québec.	33
---	----

Chapitre II

Fig. 1. Study area with peatland polygons (in yellow) resulting from the mask procedure. Numbers correspond to peatlands presented in Figure 2 (in order).	58
Fig. 2. Land-cover classifications of five peatlands representing the 13 <i>a priori</i> defined habitats. .	65
Fig. 3. Difference in accuracy between the maximum likelihood (ML) and the weighted maximum likelihood (WML) classification procedures as a function of habitat rarity.	71
Fig. 4. Cumulative relative distributions of the number of pixels of each habitat type, as classified by the maximum likelihood (ML) classification, in 14 030 squares of 3 x 3 pixels sampled randomly among all peatlands and in squares of 3 x 3 pixels which bottom-left pixel corresponded to the 626 validation locations.	72
Fig. 5. Venn diagrams representing variance partitioning among three groups of explanatory variables, namely habitat classes, environmental measures, and spatial variables, using ordination methods.	74
Fig. 6. Influence of habitat classes and environmental measures on the species composition (93 species) quantified in the 252 pixel vegetation quadrats. (a) CCA ordination plot showing the mean (\pm SE) of samples scores for each habitat class (19 \leq n \leq 21 pixel vegetation quadrats per habitat class), and (b) CCA ordination bi-plot showing the species and environmental variable scores (see Fig. 5 for variable definitions).	75

Chapitre III

Fig. 1. Study area with peatland polygons (in yellow) resulting from the mask procedure applied to a Landsat 7/ETM+ scene from 1999.....	104
Fig. 2. Example showing the contribution of two hypothetical peatlands to the representation target of habitat H1 when considering the five habitat-clustering thresholds. .	108
Fig. 3. Physical efficiency of reserve networks resulting from two approaches: (1) Min_Area, which minimises the total area of the selected networks, and (2) Min_Site, which minimises the number of selected sites. .	116

Fig. 4. Functional effectiveness (mean P_i = mean probability of occurrence per site of the Palm Warbler) of reserve networks resulting from two approaches: (1) Min_Area, which minimises the total area of the selected networks, and (2) Min_Site, which minimises the number of selected sites.	117
--	-----

Chapitre IV

Fig. 1. Location of study sites in eastern Canada.	134
Fig. 2. A) Layout of plots within mined and natural bogs paired together in the same region (NC = natural centre, NM = natural margin, RM = remnant margin). B) Position of transects and quadrats within a sampling plot neighbouring a mined area.	135
Fig. 3. Distribution of A) species (Sphagnum species are underlined) and B) samples for the three plot types (1 = natural centre, 2 = natural margin, 3 = remnant margin) on pCCA ordination using 3 covariables (sampling date, bog latitude and longitude) and 10 environmental variables.	139
Fig. 4. Effect of plot type (natural or remnant margins) and transect distances from the mined edge (10, 20 and 60 m) on A) water table depth, B) peat moisture content and C) the degree of peat decomposition (Von Post scale).	141
Fig. 5. Mean of strata percent cover for 4 vegetation strata (A-D) and 1 substratum (E) among plot types (NC = natural centre; NM = natural margin; RM = remnant margin) and mean of strata percent cover for ericaceous shrubs among transects (F).	142
Fig. 6. Mean of strata percent cover for 3 vegetation strata (A, C, D) and 1 substratum (B) among plot types (NC = natural centre; NM = natural margin; RM = remnant margin) for each transect (1,2,3).	143

APPENDIX 1

Fig. 1. Radiance of all pixels of a Landsat 7/ETM+ image classified into 13 peatland habitat types in southern Québec.	167
Fig. 2a. Radiance of all pixels of a Landsat 7/ETM+ image classified into 13 peatland habitat types in southern Québec.	168
Fig. 2b. Radiance of training pixels used for classifying a Landsat 7/ETM+ image into 13 peatland habitat types in southern Québec.	169

LISTE DES ANNEXES

Chapitre I

Annexe 1a. Espèce désignée menacée au Québec et pour laquelle les tourbières font partie de son habitat.	50
Annexe 1b. Liste des espèces désignées menacées ou susceptibles de l'être au Québec et pour lesquelles les tourbières font partie de leur habitat.	50

Chapitre II

App. 1. Sampled photographs and descriptions of <i>a priori</i> defined habitat classes used for the supervised classifications.	89
App. 2. List of all species recorded in 252 sampled pixels distributed in 92 peatlands. ...	93

Chapitre IV

App. 1. List of all species recorded with their percent occurrence for each plot type (out of 24 for each type) (NC = natural centre, NM = natural margin, RM = remnant margin).	151
---	-----

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La biologie de la conservation est caractérisée par de modestes ressources consacrées à contrer la disparition des populations, des espèces et des écosystèmes de la planète en protégeant des échantillons représentatifs et viables de ces entités. Face à un tel défi, il s'avère important d'utiliser un grand nombre d'approches (Caughley 1994, Noss 1996). Parmi celles développées jusqu'à présent, telles que les techniques de reproduction en laboratoire ou de repeuplement des populations en milieu naturel, l'établissement de zones de conservation *in situ* tient une place importante au sein des programmes de conservation. Ces dernières peuvent bénéficier de plusieurs statuts leur conférant un niveau de protection défini selon les buts de conservation et les régions du globe. Les expressions aires protégées, réserves naturelles et zones ou parcs de conservation sont ici utilisées de façon interchangeable.

Historique des réserves naturelles et des procédures de conservation

Hormis les sanctuaires religieux et les réserves de chasse établis il y a des siècles (Erwin 1991), on doit remonter à la fin du 19^{ième} siècle pour parler des premières réserves naturelles correspondant à une philosophie de protection de la nature pour le bien des générations futures. En fait, c'est au cours des quatre dernières décennies qu'on a vu la création de la majorité des réserves naturelles mondiales (Harrison *et al.* 1982, Groombridge 1992). Aujourd'hui, environ 5 % des surfaces terrestres du globe se trouvent au sein d'aires de conservation (Groombridge 1992). Étant donné cette superficie protégée restreinte, la sélection des zones de conservation doit se faire judicieusement.

L'établissement des réserves naturelles a, jusqu'à tout récemment, été majoritairement exempt de toute démarche scientifique (Pressey 1994). Les contraintes économiques et politiques ont grandement contrôlé l'évolution du réseau d'aires protégées à travers le monde, limitant ainsi la représentativité des éléments naturels conservés. Le caractère spectaculaire d'un site et son potentiel de récréation ont été des facteurs déterminants dans le processus d'établissement des réserves. Ces dernières sont ainsi souvent qualifiées de restes industriels puisqu'elles se trouvent majoritairement établies en zones improductives telles que les sommets de montagnes et les canyons.

À ce titre, la région du New South Wales, en Australie, représente une des régions pour lesquelles le phénomène est le mieux documenté. Dans cet état, les réserves ont été majoritairement instaurées sur des terres abruptes et infertiles. Cette situation est en partie attribuable au fait que près de 75 % de la superficie des réserves ont été établis sur des terres publiques, ces dernières n'étant habituellement pas distribuées sur des territoires à fort potentiel industriel ou commercial (Pressey *et al.* 1996). Ainsi, plus un type d'écosystème est bien représenté au sein du réseau de conservation, moins il était sujet à diverses formes d'exploitation (Pressey 1995, Pressey *et al.* 1996). Ce phénomène n'est pas imputable qu'à l'Australie, mais peut être généralisé à l'ensemble du globe (Pressey 1994). Ainsi, au Costa Rica, les 12 % du territoire mis en réserve ne parviennent à représenter que 9 des 23 catégories de terres reconnues (Powell *et al.* 2000). En Californie, les travaux de Küchler (1977), rapportés par Scott *et al.* (1987), témoignent d'une végétation inégalement protégée. Entre autres, 95 % des habitats alpins se trouvent dans des réserves, alors que moins de 1 % des habitats riverains riches en espèces sont protégés. Dans le district écologique d'Hokitika en Nouvelle-Zélande, seulement 0,3 et 8,2 % des basses terres alluviales et côtières se trouvent au sein des réserves et ce, bien que 75 % du territoire y soit protégé (Awimbo *et al.* 1996). Au Canada, le deuxième pays au monde à créer un parc national, moins de 3 % seulement de la superficie terrestre se trouve dans des parcs nationaux (www.parkscanada.pch.gc.ca). De plus, malgré qu'il soit le pays ayant parmi les plus longues côtes du monde, seulement 5 des 29 régions naturelles marines du pays sont représentées dans les parcs ou réserves de parcs nationaux.

Une telle approche opportuniste en matière d'établissement de réserves naturelles engendre des coûts importants lorsque les objectifs de conservation sont modifiés de façon à représenter tous les éléments naturels du paysage (Pressey et Nicholls 1989a, Pressey et Nicholls 1991, Pressey et Tully 1994, Virolainen *et al.* 2001). En effet, la stratégie employée jusqu'à tout récemment ne tient pas compte de la complémentarité entre les sites et, ainsi, résulte en un débalancement entre les éléments protégés et non-protégés au sein des réserves. Plus de sites sont ensuite nécessaires pour compléter le réseau de zones de conservation afin de le rendre représentatif d'une région.

Pour pallier les ressources limitées, des algorithmes de sélection de réserves ont été développés pour optimiser les choix de conservation (Kirkpatrick 1983, Margules *et al.* 1988,

Pressey et Nicholls 1989a,b). Ces procédures mathématiques visent à identifier un réseau d'aires protégées à partir de données empiriques, de façon à représenter une certaine quantité de chacun des éléments naturels considérés, tout en minimisant les coûts (nombre de sites ou leur superficie et valeur monétaire) du réseau proposé. Par exemple, ces algorithmes permettent de représenter toutes les espèces d'une région au moins une fois au sein d'un groupe de sites totalisant une superficie minimale. Les algorithmes procèdent par itérations, choisissant à chaque étape du processus, les sites les plus complémentaires, ce qui leur confère une grande efficacité (Pressey *et al.* 1993, Csuti *et al.* 1997, Pressey *et al.* 1997). En effet, plusieurs études ont montré que sélectionner les sites sur la base de leur complémentarité correspond à une procédure beaucoup plus efficace que de les hiérarchiser selon un indice reflétant une combinaison de critères tels que leur superficie et leur richesse en espèces (Pressey et Nicholls 1989b, Margules *et al.* 1991).

Beaucoup d'efforts ont été déployés pour maximiser l'efficacité des algorithmes de sélection de réserves (Camm *et al.* 1996, Church *et al.* 1996, Willis *et al.* 1996, Csuti *et al.* 1997). Cependant, les solutions les plus optimales quant à la superficie des réseaux choisis ou le nombre de sites sélectionnés ne semblent pas favoriser la pérennité des espèces visées (Cabeza et Moilanen 2001). En effet, puisqu'ils visent à minimiser les coûts de conservation, les algorithmes tendent à sélectionner des petits sites au détriment des grands et n'intègrent généralement pas la qualité de ces sites au cours de leur processus itératif (*e.g.*, abondance des individus d'une espèce). En utilisant des données d'inventaires passés et présents, certaines études ont ainsi montré que la composition en espèces des sites sélectionnés par les algorithmes change dans le temps (*species turnover*; Margules *et al.* 1994, Virolainen *et al.* 1999, Rodrigues *et al.* 2000c). La dynamique spatiale et temporelle des populations est cependant un facteur davantage considéré dans le développement des algorithmes de sélection de réserves (Moilanen, données non publiées). Par exemple, le fait de sélectionner des sites pour lesquels les espèces montrent une grande assiduité rend les solutions plus robustes aux changements de composition en espèces des réserves à travers le temps (Rodrigues *et al.* 2000b). De même, sur une échelle de temps plus courte, les algorithmes de sélection de réserves semblent plus appropriés que la méthode des points chauds (*hotspots*³). En effet, un groupe de sites riches en espèces représentent une diversité totale inférieure à celle d'un même

³ Unités géographiques se démarquant des autres sur un ou plusieurs axes associés à la richesse en espèces (Reid 1998)

nombre de sites moins riches, mais complémentaires entre-eux en terme de composition en espèces (Williams *et al.* 1996). Encore ici, la pérennité des espèces doit être évaluée. Enfin, les algorithmes de sélection de réserves présentent l'avantage d'être flexibles (*i.e.*, capables d'intégrer différents types de données et contraintes) et transparents (*i.e.*, habilités à proposer des solutions explicites; Pressey *et al.* 1993, Rodrigues *et al.* 2000a).

Les substituts biologiques

La performance du réseau de conservation ne dépend pas uniquement des méthodes mathématiques employées pour choisir les sites. La qualité et le type de données utilisées dans une telle démarche déterminent la représentativité des zones conservées. Néanmoins, étant donné la complexité du monde vivant, des substituts biologiques, tels que les espèces parapluies (*umbrella species*; voir définition plus bas), doivent être utilisés. Ces substituts sont utiles pour indiquer la diversité en espèces d'un territoire afin de discriminer les sites les uns des autres et à soumettre, dans un délai acceptable, les plus intéressants au processus de mise en réserve (Margules et Pressey 2000). En effet, même si le maintien de la diversité des espèces est certes le dessein principal des programmes de conservation (Wilcove 1994), et ce, peu importe que l'unité de base à préserver soit le gène, l'espèce ou l'écosystème, il reste que la planète abrite entre 3 et 30 millions d'espèces, dont moins de 2 millions seulement sont connues (Erwin 1982, May 1988, Wilson 1992). Malgré les opinions divergentes quant au choix du substitut biologique, l'adoption de techniques contournant la difficulté de décrire la répartition de l'ensemble des espèces habitant les régions d'intérêt est manifeste (Noss 1990).

Les espèces indicatrices et les espèces parapluies

Les espèces indicatrices peuvent être utilisées pour résoudre le problème du nombre élevé d'espèces vivantes. Malgré le manque de consensus sur ce que de telles espèces devraient indiquer (Landres *et al.* 1988), elles peuvent servir les objectifs de conservation en reflétant la présence et les fluctuations des autres espèces de la région ainsi que l'état des conditions environnementales du milieu (Noss 1990, Flather *et al.* 1997). Lorsqu'il s'agit de sélectionner des sites de conservation, ce concept s'apparente au concept d'espèces parapluies, selon lequel la protection des espèces les plus exigeantes quant aux ressources nécessaires à leur survie assurerait la sauvegarde des autres espèces associées au même milieu (Simberloff 1998). Malgré la logique d'un tel argument, l'approche par espèce parapluie présente des limites, déterminées en partie par le manque de données. Même l'utilisation d'une espèce

aussi exigeante que la Chouette tachetée (*Strix occidentalis caurina*) peut ne pas être adéquate pour certaines espèces utilisant d'autres types de milieux au cours de leur cycle vital (Simberloff 1998). Il semble même que dans certains cas, les espèces parapluies n'atteignent pas mieux les objectifs que certaines espèces sélectionnées au hasard (Andelman et Fagan 2000, Williams *et al.* 2000).

De plus, malgré la nécessité d'utiliser une méthodologie détaillée pour identifier adéquatement les espèces indicatrices ou parapluies (Pearson 1994, Lambeck 1997), le caractère charismatique d'une espèce aux yeux du public reste le critère généralement responsable du choix de l'espèce cible (Simberloff 1998). Par exemple, 10 espèces sur les 1804 présentement classifiées en danger ou susceptible de l'être par l'*Endangered Species Act* (ESA), l'une des législations environnementales les plus puissantes des États-Unis, bénéficient de 90 % du budget total de cette convention (Schwartz 1999, <http://endangered.fws.gov/> ; Tableau 1).

Tableau 1. Espèces protégées par l'*Endangered Species Act* (ESA) et pour lesquelles les programmes de conservation sont les plus coûteux (coûts en million de dollars par ordre décroissant; Ballou 1999).

Pygargue à tête blanche	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	31,3
Chouette tachetée	<i>Strix occidentalis caurina</i>	26,4
Geai à gorge blanche	<i>Aphelocoma coerulescens</i>	19,9
Lamantin des Antilles	<i>Trichechus manatus</i>	17,3
Pic à face blanche	<i>Picoides borealis</i>	15,1
Ours grizzly	<i>Ursus arctos horribilis</i>	12,6
Viréo de Bell	<i>Vireo bellii</i>	12,5
Faucon pèlerin	<i>Falco peregrinus anatum</i>	11,6
Cougar de Floride	<i>Félis concolor coryi</i>	13,6
Grue blanche d'Amérique	<i>Grus americana</i>	10,8

L'utilisation de l'*Endangered Species Act* comme outil de base en conservation a été amplement critiquée (Rohlf 1991, Walker 1992, Franklin 1993, Orians 1993). De fait, malgré les 1244 espèces actuellement classées menacées ou en danger aux États-Unis, l'ESA a réussi à ramener seulement moins d'une quinzaine d'espèces à un statut non précaire depuis la

ratification de la loi en 1973 (Rohlf 1991, United States Fish and Wildlife Service 1996 dans Schwartz 1999, <http://endangered.fws.gov/>). Bien que seulement sept espèces de la liste soient éteintes, le manque de fonds, le nombre élevé d'espèces en danger ou susceptibles de le devenir et, surtout, la taille réduite des populations lors de leur désignation font de l'approche par espèce une démarche insuffisante face au défi de sauvegarder les espèces (Orians 1993, Wilcove *et al.* 1993, Franklin 1994).

Les groupes d'espèces en tant qu'indicateurs

Bien que les objectifs de conservation d'une région puissent difficilement être définis sur la base des besoins d'une seule espèce indicatrice, l'utilisation d'un groupe d'espèces simplifierait également les démarches d'établissement des aires de conservation. En effet, l'échelle globale et continentale, la répartition géographique de quelques groupes taxonomiques bien étudiés semble refléter celle de groupes moins bien connus (Scott *et al.* 1987, Pearson et Cassola 1992, Scott *et al.* 1993, Reid 1998). Néanmoins, le degré de concordance entre les "points chauds" (*hotspots*) pour différentes entités taxonomiques dépend du degré de similarité taxonomique et du niveau de dépendance inter-taxons ainsi que de l'échelle spatiale à laquelle le degré de concordance entre les groupes taxonomiques est étudié (Weaver 1995, Flather 1997). Ainsi, une série d'études a montré, qu'à l'échelle appropriée à l'aménagement des réserves, il y a souvent peu de correspondance entre les points chauds de divers groupes taxonomiques (Prendergast *et al.* 1993, Dobson *et al.* 1997, Flather *et al.* 1997, van Jaarsveld *et al.* 1998, Lawton *et al.* 1998, Pharo *et al.* 2000).

Non seulement il apparaît difficile de hiérarchiser les réserves candidates sur la base d'un simple indice comme la richesse en espèces, il semble que les procédures basées sur la complémentarité entre les sites ne soient pas plus prometteuses. En effet, lorsque les sites les plus complémentaires sont sélectionnés de façon à représenter toute la diversité d'un même groupe taxonomique, les solutions proposées pour les autres groupes taxonomiques ne coïncident qu'en partie (Saetersdal *et al.* 1993, van Jaarsveld *et al.* 1998). Les études rapportées ici semblent donc discréditer l'utilisation du concept de groupes taxonomiques indicateurs.

Cependant, même si les points chauds de deux groupes taxonomiques ne correspondent pas entre eux, les points chauds d'un de ces deux groupes peuvent représenter une grande proportion de la diversité spécifique associée à chacun des deux groupes (Balmford 1998). Par

exemple, les sites constituant des points chauds pour les oiseaux de la forêt boréale peuvent être complètement différents des points chauds associés au groupe des petits mammifères du même milieu mais peuvent par contre abriter une proportion élevée des espèces de ce dernier groupe. À ce titre, quelques études montrent qu'une grande proportion d'espèces se trouvent tant au sein des points chauds que dans les sites riches en espèces rares (*rarity hotspots*) d'un groupe taxonomique particulier (Game et Peterken 1984, Prendergast *et al.* 1993, Williams *et al.* 1996, Csuti *et al.* 1997, Reyers *et al.* 2000). Au niveau de la complémentarité entre les sites, les résultats obtenus en Ouganda sont aussi encourageants (Howard *et al.* 1998). Dans cette région, dû à l'hétérogénéité du paysage et à la similarité des patrons géographiques entre les groupes taxonomiques, l'ensemble des sites représentatifs pour un taxon inclut les espèces des autres groupes presque aussi bien que si les sites avaient été sélectionnés en utilisant l'information sur toutes les espèces. Les études de Reyers *et al.* (2000) et de Virolainen *et al.* (2000) vont également dans le même sens. Néanmoins, bien que ces résultats soient stimulants, il reste que les espèces régionalement rares ou endémiques sont souvent mal représentées par les groupes taxonomiques indicateurs ou les points chauds (Prendergast *et al.* 1993, Panzer et Schwartz 1998, van Jaarsveld *et al.* 1998, Reyers *et al.* 2000).

Les habitats comme filtre-brut

La classification des habitats, des communautés et des écosystèmes a aussi été proposée comme filtre-brut afin de représenter la diversité spécifique qui leur est associée (Noss 1987, Scott *et al.* 1987, Franklin 1993, Noss 1996). Malgré la difficulté d'établir un consensus sur les méthodes de classification et la subjectivité des classes résultantes (Johnston 1968, Belbin et McDonald 1993), ce filtre-brut reste privilégié par bon nombre de conservationnistes, en autant que l'habitat, la communauté ou l'écosystème puisse être cartographié (Noss 1996). Un des éléments clés de cet argument est le caractère global et pro-actif de l'approche. Ainsi, la méthode du filtre-brut protège aussi bien les processus, tels le cycle des éléments nutritifs et la succession, que les populations, et ce, avant qu'il n'y ait un déclin significatif de ces dernières (Orians 1993).

Il reste que l'utilisation de certaines classifications du paysage comme outil de base de sélection des réserves ne fait pas toujours l'objet de validations quantitatives attestant de la corrélation entre les classes établies et la présence des espèces (Scott *et al.* 1993, Conroy et Noon 1996, Stohlgren *et al.* 1997, Hughes *et al.* 2000). À ce titre, bien que le filtre-brut puisse

être fort utile pour protéger des organismes peu connus tels que la microfaune du sol (Franklin 1993), l'approche atteint certaines limites lorsqu'il s'agit de protéger les espèces rares ou à répartition sporadique (Noss 1996, Panzer et Schwartz 1998). Elle doit ainsi être complétée par l'approche du filtre-fin, *i.e.*, faire de chaque espèce d'intérêt l'objet d'une démarche de cas par cas (Hunter *et al.* 1988, Wilcove 1993, Panzer et Schwartz 1998). L'existence d'un continuum entre le filtre-fin et le filtre-brut a d'ailleurs été suggéré (Tracy et Brussard 1994, Wilcove 1994). Ainsi, les plans de conservation développés pour les communautés ne seraient en fait que des plans multi-espèces pour lesquels les besoins en habitat de quelques espèces sont simultanément considérés, alors que la conservation des espèces parapluies sert de filtre-brut en entraînant la protection d'une multitude d'autres espèces.

En outre, étant donné que l'âge des communautés végétales modernes d'Amérique du Nord est inférieur à 8000 ans, Hunter *et al.* (1988) ont proposé d'utiliser la répartition des éléments physiques moins temporaires, tels que les dépôts rocheux et le climat, comme base à l'approche du filtre-brut. L'adoption d'une approche basée sur des variables environnementales, telles que l'altitude et la température annuelle moyenne, pour prédire la répartition des espèces rassemble plusieurs adeptes (Belbin 1993, Saetersdal et Birks 1993, Faith et Walker 1996). Néanmoins, les indices en faveur de l'utilisation de variables environnementales plutôt que des communautés, habitats ou écosystèmes sont contestables (Kirkpatrick et Brown 1994). Araújo *et al.* (2001) ont ainsi montré qu'en ce qui concerne les vertébrés et les plantes de l'Europe centrale, les sites sélectionnés sur la base d'une mesure de diversité définie selon six variables environnementales ne représentent pas mieux les espèces que si les sites étaient choisis au hasard.

Le design des réserves naturelles

Le choix de l'emplacement des réserves demeure un sujet de recherche beaucoup plus récent que les aspects liés au design de celles-ci, bien que ces deux champs soient fortement inter-liés. Ainsi, les algorithmes de sélection de réserves n'ont qu'à peine plus d'une douzaine d'années alors que les principes d'aménagement des réserves ont été inspirés de la théorie de la biogéographie insulaire proposée par MacArthur et Wilson (1967) il y a déjà près de quatre décennies. Les règles découlant de cette théorie, selon laquelle la diversité en espèces d'une île s'accroît avec sa dimension et décroît avec son isolement, proposent d'établir des réserves de grande taille et assez rapprochées les unes des autres (Diamond

1975). Cependant, contrairement aux réserves insulaires, celles établies sur le continent sont fréquemment l'objet d'influences externes (Kushlan 1979, Margules *et al.* 1982, Janzen 1983, Findlay et Houlahan 1997, Ås 1999, Estades et Temple 1999). En effet, outre leur rôle de protection de la biodiversité, les milieux environnants peuvent affecter les échanges entre les réserves (Ricketts 2001, Wiens 2001) et peuvent constituer une source pour la dispersion des animaux et des plantes, tant bénéfiques (Cabeza et Moilanen sous presse) que néfastes (Harrison *et al.* 2001) pour les écosystèmes mis sous protection. Parmi les solutions évoquées pour contrer les influences néfastes, il a été proposé d'établir des réserves au sein d'habitats dominés par des espèces non-envahissantes tels que des cultures céréalières (Janzen 1983). À l'encontre, on a conseillé de diminuer l'effet de lisière (Harris 1988, Murcia 1995) en ceinturant les aires de conservation de zones tampons représentant un habitat compatible avec celui préservé et où une extraction modérée des ressources est permise (Noss 1983, Schonewald-Cox et Bayless 1986, Li *et al.* 1999). Enfin, les considérations économiques incitent à implanter des réserves compactes (faible rapport périmètre/surface) de façon à diminuer les coûts d'aménagement et l'impact des terres environnantes (Diamond 1975, Schonewald-Cox et Bayless 1986, Buechner 1987).

Malgré la difficulté d'établir des règles générales en conservation, beaucoup d'énergie a été déployée à cette fin, notamment pour traiter de la question du SLOSS (Single Large or Several Small; Franklin 1993). En fait, les preuves en faveur de protéger une grande réserve plutôt que plusieurs petites de dimension totale équivalente (Gilpin et Diamond 1980, Cole 1981, Deshayé et Morisset 1989) sont aussi nombreuses que celles voulant maximiser la diversité en espèces par plusieurs petites réserves plutôt qu'une grande (Simberloff et Abele 1976, Gilpin et Diamond 1980, Higgs et Usher 1980, Järvinen 1982, Quinn et Harrison 1988, Virolainen *et al.* 1998), alors que selon Ovaskainen (données non publiées), une solution intermédiaire favoriserait la persistance des populations. Il semble que les résultats dépendent du système étudié, soit de l'hétérogénéité du milieu ou des groupes taxonomiques considérés.

En dépit du fait que certaines règles soient bien établies, par exemple celle où "des réserves rapprochées les unes des autres sont plus favorables au maintien des populations que des réserves dispersées" (Diamond 1975), les règles mentionnées ci-haut restent qualitatives. Il n'est en effet pas évident de déterminer comment elles devraient être quantitativement appliquées à une situation concrète. Même la règle voulant qu'une grande réserve soit plus

favorable au maintien des populations qu'une petite réserve n'est pas universelle (Simberloff et Abele 1976). Aux Etats-Unis par exemple, les milieux humides de faible taille présenteraient une diversité d'amphibiens plus grande ou plus exclusive que ceux de grande taille en raison des périodes de sécheresse périodiques et conséquemment, de l'absence de prédateurs (Semlitsch et Bodie 1998, Snodgrass *et al.* 2000). Les milieux humides de faible superficie contribueraient par surcroît à limiter le degré d'isolement des sites au sein du réseau de milieux humides (Gibbs 1993, Semlitsch et Bodie 1998). Pour arriver à déterminer la taille et la forme des réserves, Wilcove (1994) a suggéré d'étudier les besoins des espèces rares. La littérature récente témoigne ainsi davantage de la nécessité d'utiliser des données empiriques lors du processus de hiérarchisation des ressources naturelles en vue de leur conservation (Haila et Margules 1996, Pimm et Lawton 1998, Margules et Pressey 2000).

Non seulement les petites réserves peuvent être importantes en termes de conservation régionale mais les portions de sites peuvent représenter une alternative nécessaire lorsqu'un type d'écosystème est devenu trop rare pour être l'objet d'une réserve écologique ou d'un parc national. Ces fragments d'écosystèmes peuvent contribuer directement aux objectifs de conservation en abritant des espèces rares ou en conservant des habitats sous-représentés dans le réseau d'aires protégées (Cade et Jones 1993, Kirkpatrick et Gilfedder 1995, Prober et Thiele 1995, Brooker et Margules 1996). Enfin, les fragments d'écosystèmes peuvent jouer un rôle de conservation indirect en servant de témoin (Allen et Wilson 1991, Moravec 1998), de source de matériel biologique pour les activités de restauration des sites perturbés (Robinson et Handel 1993, Brown et Bedford 1997, Robinson et Handel 2000) ou de source pour la dispersion des animaux et des plantes pouvant coloniser ces mêmes sites après abandon (Mitchell *et al.* 2000).

Objectifs de l'étude et organisation de la thèse

Le but de cette thèse est de développer des outils de conservation appliqués aux tourbières du Sud-Est canadien et ce, à deux échelles spatiales : celle du paysage et celle de la tourbière. D'abord, à l'échelle du paysage, les tourbières présentent des caractéristiques intéressantes pour aborder les problématiques de conservation. En effet, ce sont des écosystèmes bien circonscrits dans le paysage et qui présentent une grande diversité de communautés végétales et d'habitats (Calmé 1998, Calmé et Desorchers 1999, Couillard et

Grondin 1986), ce qui rend les tourbières hétérogènes et intéressantes pour développer des outils de conservation. De plus, ce sont des écosystèmes qui subissent une forte pression de drainage au Canada méridional et ailleurs dans le monde, entre autres pour l'amélioration de la productivité forestière, la culture maraîchère et céréalière, l'exploitation de la tourbe horticole et la production de canneberges (Lappalainen 1996, Poulin et Pellerin 2001, Rochefort 2001).

Dans les régions où les tourbières sont peu exploitées, il est possible de sélectionner les sites les plus intéressants d'un point de vue écologique et de les conserver dans leur intégralité. Toutefois, certaines régions du Québec, comme le Bas Saint-Laurent, sont déjà trop affectées par le drainage industriel pour permettre la conservation de tourbières intactes de grande taille (>100 ha). Dans ces régions, où il n'est plus possible de créer des parcs ou réserves écologiques, on doit envisager la conservation de fragments de tourbières au sein des sites exploités. Ces fragments sont généralement de petite taille (<10 ha) et situés au pourtour des tourbières, soit entre la zone d'exploitation et le milieu avoisinant la tourbière. Quoique le niveau d'isolement des fragments au sein des sites exploités semble affecter leur intégrité écologique (Delage *et al.* 2000, Pellerin et Lavoie 2000), ils peuvent servir de refuge à la faune et à la flore des tourbières lors de la période d'exploitation et présenter une source de diaspores pour des projets de restauration (Poulin *et al.* 1999, Rochefort 2001). Des règles d'aménagement adaptées au cas des tourbières exploitées faciliteraient le maintien de la diversité végétale associée aux tourbières du Sud-Est canadien.

Les trois objectifs principaux de cette thèse sont donc (1) de développer une méthode d'évaluation de la diversité végétale des tourbières qui soit applicable à l'échelle du paysage, (2) d'explorer les possibilités quant à l'établissement d'un réseau de tourbières naturelles à protéger pour le Centre-Sud du Québec et (3) d'évaluer la représentativité des fragments de tourbières résiduels au sein des sites exploités par rapport aux assemblages d'espèces végétales des tourbières naturelles du Sud-Est canadien.

Mis à part l'introduction générale et la conclusion, la thèse est divisée en quatre chapitres rédigés sous forme d'articles scientifiques. Dans le premier chapitre, je traite de la conservation des tourbières en comparant la situation de l'Europe avec celle du Canada de même qu'en discutant des politiques de conservation et du réseau québécois de réserves. Les tourbières étant abondantes dans le Sud du Québec, je présente, dans le deuxième chapitre, une méthode de classification d'images satellitaires développée pour délimiter les tourbières

dans le paysage et cartographier leurs habitats. Dans ce chapitre, j'évalue également la variabilité et le caractère distinct de chacun des habitats en termes de composition en espèces végétales afin d'évaluer quels habitats nécessitent plus de superficie conservée. Dans le troisième chapitre, en intégrant les résultats du chapitre précédent à des algorithmes de sélection de réserves, j'évalue l'importance de certains facteurs dans le choix d'un réseau de tourbières à protéger. Enfin, dans le but de déterminer des règles d'aménagement des tourbières exploitées, j'évalue, dans le dernier chapitre, la représentativité des fragments résiduels par rapport aux tourbières naturelles. Ainsi, l'ensemble de la thèse traite de la conservation des tourbières en général et présente des outils de conservation applicables à la fois à l'échelle régionale (*ca.* 1000 km² or 100 000 ha) et locale (de la tourbière).

RÉFÉRENCES CITÉES

- Allen, R.B. et J.B. Wilson. 1991. A method for determining indigenous vegetation from simple environmental factors, and its use for vegetation restoration. *Biological Conservation* 56: 265-280.
- Andelman, S.J. et W.F. Fagan. 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Science, U.S.A.* 97: 5954-5959.
- Araújo, M.B., C.J. Humphries, P.J. Densham, R. Lampinen, W.J.M. Hagemeyer, A.J.M. Jones et J.P. Gascon. 2001. Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? *Ecography* 24: 103-110.
- Ås, S. 1999. Invasion of matrix species in small habitat patches. *Conservation Ecology* [online] 3 (1): 1. URL: <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art1>
- Awimbo, J.A., D.A. Norton et F.B. Overmars. 1996. An evaluation of representativeness for nature conservation, Hokitika Ecological District, New Zealand. *Biological Conservation* 75: 177-186.
- Ballou, L.L. 1999. Economic debates on the performance of the Endangered species act. Seminar in global sustainability. University of California, Irvine, California. <http://darwin.bio.uci.edu/~sustain/global/sensem/Ballou99.html>
- Balmford, A. 1998. On hotspots and the use of indicators for reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 409.

- Belbin, L. 1993. Environmental representativeness: regional partitioning and reserve selection. *Biological Conservation* 66: 223-230.
- Belbin, L. et C. McDonald. 1993. Comparing three classification strategies for use in ecology. *Journal of Vegetation Science* 4: 341-348.
- Brooker, M.G. et C.R. Margules. 1996. The relative conservation value of remnant patches of native vegetation in the wheatbelt of Western Australia: I. Plant diversity. *Pacific Conservation Biology* 2: 268-278.
- Brown, S.C. et B.L. Bedford. 1997. Restoration of wetland vegetation with transplanted wetland soil: an experimental study. *Wetlands* 17: 424-437.
- Buechner, M. 1987. Conservation in insular parks: simulation models of factors affecting the movement of animals across park boundaries. *Biological Conservation* 41: 57-76.
- Cabeza, M. et A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 242-248.
- Cabeza, M. et A. Moilanen. Sous presse. Site selection algorithms and habitat loss. *Conservation Biology*.
- Cade, T.J. et C.G. Jones. 1993. Progress in restoration of the Mauritius Kestrel. *Conservation Biology* 7 : 169-175.
- Calmé, S. 1998. Les patrons de distribution des oiseaux des tourbières du Québec méridional. Thèse de doctorat. Université Laval. Sainte-Foy, Québec.
- Calmé, S. et A. Desrochers. 1999. Nested bird and micro-habitat assemblages in a peatland archipelago. *Oecologia* 118: 361- 370.
- Camm, J.D., S. Polasky, A. Solow et B. Csuti. 1996. A note on optimal algorithms for reserve site selection. *Biological Conservation* 78: 353-355.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- Church, L., D.M. Stoms et F.W. Davis. 1996. Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biological Conservation* 76: 105-112.
- Cole, B.J. 1981. Colonizing abilities, island size, and the number of species on archipelagoes. *The American Naturalist* 117: 629-638.
- Conroy, M.J. et B.R. Noon. 1996. Mapping of species richness for conservation of biological diversity: conceptual and methodological issues. *Ecological Applications* 6: 763-773.

- Couillard, L. et P. Grondin. 1986. La végétation des milieux humides du Québec. Publications du Québec, Québec, Canada.
- Csuti, B., S. Polasky, P.H. Williams, R.L. Pressey, J.D. Camm, M. Kershaw, A.R. Kiester, B. Downs, R. Hamilton, M. Huso et K. Sahr. 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80: 83-97.
- Delage, V., M.-J. Fortin et A. Desrochers. 2000. Effets de lisière et d'isolement des habitats d'oiseaux chanteurs dans les tourbières exploitées. *Écoscience* 7 : 149-156.
- Deshaye, J. et P. Morisset. 1989. Species-area relationships and the SLOSS effect in a subarctic archipelago. *Biological Conservation* 48: 265-276.
- Diamond, J.M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7: 129-146.
- Dobson, A.P., J.P. Rodriguez, W.M. Roberts et D.S. Wilcove. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science* 275: 550.
- Erwin, T.L. 1982. Tropical forests: their richness in *Coleoptera* and other arthropod species. *Coleoptera Bulletin* 36: 74-82.
- Erwin, T.L. 1991. An evolutionary basis for conservation strategies. *Science* 253: 750-752.
- Estades, C.F. et S.A. Temple. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications* 9: 573-585.
- Faith, D.P. et P.A. Walker. 1996. How do indicator groups provide information about the relative biodiversity of different sets of areas?: on hotspots, complementarity and pattern-based approaches. *Biodiversity Letters* 3: 18-25.
- Findlay, C.S. et J. Houlahan. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario Wetlands. *Conservation Biology* 11: 1000-1009.
- Flather, C.H., K.R. Wilson, D.J. Dean et W.C. McComb. 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. *Ecological Applications* 7: 531-542.
- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications* 3: 202-205.
- Franklin, J.F. 1994. Response (to Tracy and Brussard). *Ecological Applications* 4: 208-209.

- Game, M. et G.F. Peterken. 1984. Nature reserve selection strategies in the woodlands of central Lincolnshire, England. *Biological Conservation* 29: 157-181.
- Gibbs, J.P. 1993. Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands* 13: 25-31.
- Gilpin, M.E. et J.M. Diamond. 1980. Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity. *Nature* 285: 567-568.
- Groombridge, B. 1992. Global biodiversity. Status of the Earth's living resources. World Conservation Monitoring Centre. Chapman & Hall, London, U.K.
- Haila, Y. et C.R. Margules. 1996. Survey research in conservation biology. *Ecography* 19: 323-331.
- Harris, L.D. 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conservation Biology* 2: 330-332.
- Harrison, J., K. Miller et J. McNeely. 1982. The world coverage of protected areas: development goals and environmental needs. *Ambio* 11: 238-245.
- Harrison, S., K. Rice et J. Maron. 2001. Habitat patchiness promotes invasion by alien grasses on serpentine soil. *Biological Conservation* 100: 45-53.
- Higgs, A.J. et M.B. Usher. 1980. Should nature reserves be large or small? *Nature* 285: 568-569.
- Howard, P.C., P. Viskanic, T.R.B. Davenport, F.W. Kigenyi, M. Baltzer, C.J. Dickinson, J.S. Lwanga, R.A. Matthews et A. Balmford. 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394: 472-475.
- Hughes, J.B., G.C. Daily et P. Ehrlich. 2000. Conservation of insect diversity: a habitat approach. *Conservation Biology* 14: 1788-1797.
- Hunter, Jr., M.L., G.L. Jacobson, Jr. et T. Webb, III. 1988. Paleoecology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conservation Biology* 2: 375-385.
- Janzen, D.H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41: 402-410.
- Järvinen, O. 1982. Conservation of endangered plant populations: single large or several small reserves? *Oikos* 38: 301-307.
- Johnston, R.J. 1968. Choice in classification: the subjectivity of objective methods. *Annals of the Association of American Geographers* 58: 575-589.

- Kirkpatrick, J.B. 1983. An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. *Biological Conservation* 25: 127-134.
- Kirkpatrick, J.B. et M.J. Brown. 1994. A comparison of direct and environmental domain approaches to planning reservation of forest higher plant communities and species in Tasmania. *Conservation Biology* 8: 217-224.
- Kirkpatrick, J.B. et L. Gilfedder. 1995. Maintaining integrity compared with maintaining rare and threatened taxa in remnant bushland in subhumid Tasmania. *Biological Conservation* 74: 1-8.
- Kushlan, J.A. 1979. Design and management of continental wildlife reserves: lessons from the Everglades. *Biological Conservation* 15: 281-290.
- Lambeck, R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849-856.
- Landres, P.B., J. Verner et J.W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2 : 316-328.
- Lappalainen, E. 1996. *Global Peat Resources*. International Peat Society, Jyskä, Finland.
- Lawton, J.H., D.E. Bignell, B. Bolton, G.F. Bloemers, P. Eggleton, P.M. Hammond, M. Hodda, R.D. Holt, T.B. Larsen, N.A. Mawdsley, N.E. Stork, D.S. Srivastava et A.D. Watt. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391: 72-75
- Li, W., Z. Wang et H. Tang. 1999. Designing the buffer zone of a nature reserve: a case study in Yancheng Biosphere reserve, China. *Biological Conservation* 90: 159-165.
- MacArthur, R.H. et E.O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Margules, C., A.J. Higgs et R.W. Rafe. 1982. Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design? *Biological Conservation* 24: 115-128
- Margules, C.R., A.O. Nicholls et R.L. Pressey. 1988. Selecting networks of reserves to maximize biological diversity. *Biological Conservation* 43: 63-76.
- Margules, C.R., A.O. Nicholls et M.B. Usher. 1994. Apparent species turnover, probability of extinction and the selection of nature reserves: a case study of the Ingleborough limestone pavements. *Conservation Biology* 8: 398-409.
- Margules, C.R. et R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.

- Margules, C.R., R.L. Pressey et A.O. Nicholls. 1991. Selecting nature reserves. Pages 90-97 dans Margules, C.R. et M.P. Austin (éditeurs). *Nature Conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. CSIRO, Canberra, Australia.
- May, R.M. 1988. How many species are there on earth? *Science* 241: 1441-1449.
- Mitchell, A.T., J.K. Zimmerman, J.B. Pascarella, L. Rivera et V.H. Marcano. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8: 328-338.
- Moravec, J. 1998. Reconstructed natural versus potential natural vegetation in vegetation mapping - a discussion of concepts. *Applied Vegetation Science* 1: 173-176.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implication for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Noss, R.F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33: 700-706.
- Noss, R.F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at the Nature Conservancy (USA). *Biological Conservation* 41: 11-37.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Noss, R.F. 1996. Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 351.
- Orians, G.H. 1993. Endangered at what level? *Ecological Applications* 3: 206-208.
- Panzer, R. et M.W. Schwartz. 1998. Effectiveness of a vegetation-based approach to insect conservation. *Conservation Biology* 12: 693-702.
- Pearson, D.L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences* 345: 75-79.
- Pearson, D.L. et F. Cassola. 1992. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* 6: 376-391.
- Pellerin, S. et C. Lavoie. 2000. Peatland fragments of southern Quebec: recent evolution of their vegetation structure. *Canadian Journal of Botany* 78: 255-265.

- Pharo, E.J., A.J. Beattie et R.L. Pressey. 2000. Effectiveness of using vascular plants to select reserves for bryophytes and lichens. *Biological Conservation* 96: 371-378.
- Pimm, S.L. et J.H. Lawton. 1998. Planning for biodiversity. *Science* 279: 2068-2069.
- Poulin, M. et S. Pellerin. 2001. La conservation. Pages 505-518 *dans* Payette, S. et L. Rochefort (éditeurs). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Poulin, M., L. Rochefort et A. Desrochers. 1999. Conservation of bog plant species assemblages : assessing the role of natural remnants in mined sites. *Applied Vegetation Science* 2 : 169-180.
- Powell, G.V.N., J. Barborake et M.S. Rodriguez. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation* 93: 35-41.
- Prendergast, J.R., R.M. Quinn, J.H. Lawton, B.C. Eversham et D.W. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365: 335-337.
- Pressey, R.L. 1994. Ad Hoc reservations: forward or backward steps in developing representative reserve systems? *Conservation Biology* 8: 662-668.
- Pressey, R.L. 1995. Conservation reserves in New South Wales. Crown jewels or leftovers? *Search* 26: 47-51.
- Pressey, R.L., S. Ferrier, T.C. Hager, C.A. Woods, S.L. Tully et K.M. Weinman. 1996. How well protected are the forests of north-eastern New South Wales? - Analyses of forest environments in relation to formal protection measures, land tenure, and vulnerability to clearing. *Forest Ecology and Management* 85: 311-333.
- Pressey, R.L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.I. Vane-Wright et P.H. Williams. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 124-128.
- Pressey, R.L. et A.O. Nicholls. 1989a. Application of a numerical algorithm to the selection of reserves in semi-arid New South Wales. *Biological Conservation* 50: 263-278.
- Pressey, R.L. et A.O. Nicholls. 1989b. Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation* 50: 199-218.

- Pressey, R.L. et A.O. Nicholls. 1991. Reserve selection in the Western Division of New South Wales: development of a new procedure based on land system mapping. Pages 98-105 *dans* Margules, C.R. and M.P. Austin (éditeurs). Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis. CSIRO, Canberra, Australia.
- Pressey, R.L., H.P. Possingham et J.R. Day. 1997. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation* 80: 207-219.
- Pressey, R.L. et S.L. Tully. 1994. The cost of *ad hoc* reservation: a case study in western New South Wales. *Australian Journal of Ecology* 19: 375-384.
- Prober, S.M. et K.R. Thiele. 1995. Conservation of the grassy white box woodlands: relative contributions of size and disturbance to floristic composition and diversity of remnants. *Australian Journal of Botany* 43: 349-366.
- Quinn, J.F. et S.P. Harrison. 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. *Oecologia* 75: 132-140.
- Reid, W.V. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 275-280.
- Reyers, B., A.S. van Jaarsveld et M. Krüger. 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society of London B* 267: 505-513.
- Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158 : 87-99.
- Robinson, G.R. et S.N. Handel. 1993. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. *Conservation Biology* 7: 271-278.
- Robinson, G.R. et S.N. Handel. 2000. Directing spatial patterns of recruitment during an experimental urban woodland reclamation. *Ecological Applications* 174-188.
- Rocheftort, L. 2001. La restauration écologique. Pages 449-504 *dans* Payette, S. et L. Rocheftort (éditeurs). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Rodrigues, A.S., J.O. Cerdeira et K.J. Gaston. 2000a. Flexibility, efficiency, and accountability: adapting reserve selection algorithms to more complex conservation problems. *Ecography* 23: 565-574.

- Rodrigues, A.S.L., K.J. Gaston et R.D. Gregory. 2000b. Using presence-absence data to establish reserve selection procedures that are robust to temporal species turnover. *Proceedings of the Royal Society of London B* 267: 897-902.
- Rodrigues, A.S.L., R.D. Gregory et K.J. Gaston. 2000c. Robustness of reserve selection procedures under temporal species turnover. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*. 267: 49-55.
- Rohlf, D.J. 1991. Six biological reasons the Endangered Species Act doesn't work - and what to do about it. *Conservation Biology* 5: 275-282.
- Saetersdal, M. et H.J.B. Birks. 1993. Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: vascular plants and breeding birds in deciduous forests, Western Norway. *Biological Conservation* 65: 121-132.
- Saetersdal, M., J.M. Line et H.J.B. Birks. 1993. How to maximize biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, Western Norway. *Biological Conservation* 66: 131-138.
- Schonewald-Cox, C.M. et J.W. Bayless. 1986. The boundary model: a geographical analysis of design and conservation of nature reserves. *Biological Conservation* 38: 305-322.
- Schwartz, M.W. 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 83-108.
- Scott, J.M., B. Csuti, J.D. Jacobi et J.E. Estes. 1987. Species richness - A geographic approach to protecting future biological diversity. *BioScience* 37: 782-788.
- Scott, J.M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T.C. Edwards, Jr., J. Ulliman et R.G. Wright. 1993. Gap analysis: A geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123: 1-41.
- Semlitsch, R.D. et J.R. Bodie. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology* 12: 1129-1133.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Simberloff, D.S. et L.G. Abele. 1976. Island biogeography theory and conservation practice. *Science* 191: 285-286.

- Snodgrass, J.W., M.J. Komoroski, A.L. Bryan, Jr. et J. Burger. 2000. Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: implications for wetland regulations. *Conservation Biology* 14: 414-419.
- Stohlgren, T.J., G.W. Chong, M.A. Kalkhan et L.D. Schell. 1997. Rapid assessment of plant diversity patterns: a methodology for landscapes. *Environmental Monitoring and Assessment* 48: 25-43.
- Tracy, C.R. et P.F. Brussaard. 1994. Preserving biodiversity: species in landscapes. *Ecological Applications* 4: 205-207.
- van Jaarsveld, A.S., S. Freitag, S.L. Chown, C. Muller, S. Koch, H. Hull, C. Bellamy, M. Krüger, S. Endrödy-Younga, M.W. Mansell et C.H. Scholtz. 1998. Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science* 279: 2106-2108.
- Virolainen, K.M., P. Ahlroth, E. Hyvärinen, E. Korkeamäki, J. Mattila, J. Päivinen, T. Rintala, T. Suomi et J. Suhonen. 2000. Hot spots, indicator taxa, complementarity and optimal networks of taiga. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*. 267: 1143-1147.
- Virolainen, K.M., Nattinen, K., Suhonen, J. et M. Kuitunen. 2001. Selecting herb-rich forest networks to protect different measures of biodiversity. *Ecological Applications* 11: 411-420.
- Virolainen, K.M., T. Suomi, J. Suhonen et M. Kuitunen. 1998. Conservation of vascular plants in single large and several small mires: species richness, rarity and taxonomic diversity. *Journal of Applied Ecology* 35: 700-707.
- Virolainen, K.M., Virola, T., Suhonen, J., Kuitunen, J. Lammi, A. et P. Siikamäki. 1999. Selecting networks of nature reserves: methods do affect the long-term outcome. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*. 266: 1141-1146.
- Walker, B.H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6: 18-23.
- Weaver, J.C. 1995. Indicator species and scale of observation. *Conservation Biology* 9: 939-942.
- Wiens, J.A. 2001. The landscape context of dispersal. Pages 96-109 *dans* Clobert, J., E. Danchin, A.A. Dhondt et J.D. Nichols (éditeurs). *Dispersal*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Wilcove, D. 1993. Getting ahead of the extinction curve. *Ecological Applications* 3: 218-220.

- Wilcove, D. 1994. Response (to Tracy and Brussard). *Ecological Applications* 4: 207-208.
- Wilcove, D.S., M. McMillan et K.C. Winston. 1993. What exactly is an endangered species? An analysis of the U.S. endangered species list: 1985-1991. *Conservation Biology* 7: 87-93.
- Williams, P., D. Gibbons, C. Margules, A. Rebelo, C. Humphries et R. Pressey. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology* 10: 155-174.
- Williams, P.H., N.D. Burgess et C. Rahbek. 2000. Flagship species, ecological complementarity, and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Animal Conservation* 3 : 249-260.
- Willis, C.K., A.T. Lombard, R.M. Cowling, B.J. Heydenrych et C.J. Burgers. 1996. Reserve systems for limestone endemic flora of the Cape lowland fynbos: iterative versus linear programming. *Biological Conservation* 77: 53-62.
- Wilson, E.O. 1992. *The Diversity of Life*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, U.S.A.

Chapitre I

La conservation des tourbières

Poulin^{1,2}, M. et S. Pellerin^{2,3}. 2001. **La conservation**. Pages 505-518 dans Payette, S. et L. Rochefort (éditeurs). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.

¹Centre d'études nordiques (CEN), Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Canada G1K 7P4 ²Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET), Université Laval ³Centre de recherche en aménagement et en développement (CRAD), Université Laval

Ce chapitre a été écrit en collaboration avec Stéphanie Pellerin, étudiante au doctorat. Stéphanie Pellerin fut responsable des sections « Politiques et lois régissant la gestion des tourbières au Canada » et « La protection des tourbières : le cas du Québec ». La section concernant la conservation des fragments résiduels a été rédigée principalement par Claude Lavoie du GRET. Le reste du chapitre est le fruit de mon travail.

Résumé

Avec plus de 170 millions d'hectares de tourbières, le Canada détient une part significative des tourbières de la planète. Nous avons évalué la situation au Canada quant à la perte et à la conservation des tourbières. Comparativement à certains pays européens, la superficie de tourbières perturbées par les activités anthropiques au Canada est restreinte, quoique certaines régions du Sud du pays soient nettement affectées. Le secteur industriel le plus néfaste pour les tourbières canadiennes est le développement de complexes hydroélectriques, alors qu'en Europe, le drainage forestier et la récolte de tourbe à des fins énergétiques dominant. Au niveau national, la *Politique fédérale sur la conservation des terres humides* constitue l'outil principal de conservation des tourbières, sans toutefois bénéficier de pouvoir légal. Au Québec, la *Loi sur les mines* et la *Loi sur la qualité de l'environnement* contrôlent le développement industriel des tourbières. Ces outils semblent toutefois insuffisants lorsque l'on fait le bilan des superficies de tourbières actuellement protégées au Québec. En effet, malgré les 14 réserves écologiques, les trois parcs nationaux et les six parcs provinciaux où des tourbières sont présentes, seul quelque 32 000 hectares de tourbières sont actuellement sous protection, soit 0,4 % de leur superficie totale au Québec. De plus, l'établissement des réserves semble avoir été biaisé en faveur des types de tourbières peu représentatifs du Québec méridional, ainsi qu'en faveur des types de tourbières et des régions les moins touchés par les activités d'exploitation. Quant aux fragments résiduels au sein des sites exploités, bien qu'ils puissent être utiles aux processus de régénération et de restauration des sites abandonnés, ils ne représentent pas une alternative en matière de conservation. Dans le futur, l'élaboration de plans adéquats pour la conservation des tourbières devrait tenir compte des trois critères suivants : la répartition géographique des tourbières, la représentativité régionale de chaque type de tourbières et la responsabilité des pays concernés face à la communauté internationale.

Abstract

With more than 170 million hectares of peatlands, Canada holds a significant part of the World's peatlands. Compared to certain European countries, the extent of disturbed peatlands by humans is small, although unevenly distributed. Hydroelectric complexes are the most

damageable activities for Canadian peatlands, whereas forest drainage and peat mining for energetic use are the main threats in Europe. At the national level, the *federal policy on wetland conservation* constitutes the main tool for peatland conservation, although it lacks any legal power. In the province of Québec, the *Mining Act* and the *Québec Environment Quality Act* control industrial developments in peatlands. However, in regard to the extent of protected peatlands, these tools seem inadequate. Indeed, despite 14 ecological reserves, three national parks and six provincial parks containing peatlands, only 32 000 hectares of peatlands are currently under protection, which corresponds to 0.4% of their total area in the province. Moreover, establishment of nature reserves seems to be biased towards the less representative types of peatland of southern Québec. These reserves also favor peatland types and regions less affected by exploitation activities. Regarding managed peatlands, the natural remnants left aside the exploited zone do not represent an alternative for conservation, although they can help the regeneration or restoration of abandoned sites. In the future, the development of adequate conservation plans should take into account the three following criteria: the geographic distribution of peatlands, the representativity of each peatland type, and the responsibility of concerned countries towards the international community.

INTRODUCTION

Les milieux humides couvrent environ 5 % des terres et des étendues d'eau douce de la planète (Nord-Varhaug, 1996). Ils sont surtout concentrés dans l'hémisphère nord, entre les 45° et 75° parallèles, et dans les régions équatoriales (Gore, 1983). Bien que la définition des milieux humides varie d'un pays à l'autre, on reconnaît habituellement, du moins dans les pays situés à des latitudes boréales, cinq grandes classes de milieux humides : les marais, les marécages, les plans d'eau peu profonds, les tourbières ombrotrophes et les tourbières minérotrophes. En Europe et en Amérique du Nord, les milieux humides sont surtout représentés par ces deux dernières catégories (Lappalainen, 1996a). Le quart des milieux humides qui existent encore sur la planète se trouve au Canada (Rubec, 1997), principalement au Manitoba, en Ontario et dans les Territoires du Nord-Ouest (Groupe de travail canadien sur la conservation des terres humides, 1993).

On estime qu'entre 3 et 4 % de la surface des terres du globe est couverte par les tourbières. Les données en la matière sont toutefois très variables (Lappalainen, 1996a). Ceci serait dû, en partie, à la définition d'une tourbière qui varie d'un pays à l'autre. Par exemple, en Irlande, un écosystème doit avoir un dépôt de tourbe de plus de 45 cm d'épaisseur pour qu'il soit considéré comme une tourbière (Shier, 1996). Au Canada, cette épaisseur doit être de 40 cm, alors qu'en Allemagne, la limite se situe plutôt à 30 cm (Tarnocai, 1980; Steffens, 1996). L'incertitude quant à la superficie totale des tourbières de la planète est due également au fait que les inventaires sont incomplets dans plusieurs pays. Aussi, il est difficile de faire la distinction entre un site avec un dépôt de tourbe développé et un autre sans dépôt de tourbe, mais dont la végétation de surface est celle d'un milieu humide. Quoiqu'il en soit, en 1993, l'*International Peat Society* (IPS) a initié un projet d'évaluation des ressources tourbeuses de la planète. La participation de plus d'une soixantaine de scientifiques a permis d'estimer la superficie mondiale des tourbières. Celles-ci couvriraient 399 millions ha, soit 62 % de la superficie totale des milieux humides (Lappalainen, 1996a).

Au Canada, une des plus récentes estimations évalue la superficie des tourbières à 170 millions ha (Gorham, 1990), ce qui représente la majorité des milieux humides du pays. Les tourbières couvrent ainsi 17 % du territoire canadien. Les données concernant la superficie qu'occupent les tourbières au Québec sont incomplètes. Les estimations vont de 7 % à 9 % (Buteau, 1988; Keys, 1992).

La superficie des tourbières non perturbées par les activités industrielles est faible dans certains pays européens. À titre d'exemple, moins de 15 % de la superficie originelle des tourbières des Pays-Bas (Kivinen & Pakarinen, 1980), de la Pologne (Ilnicki & Zurek, 1996), de l'Allemagne (Steffens, 1996) et du Danemark (Aaby, 1996) sont toujours à l'état naturel. La situation est, par contre, moins critique dans le Nord de l'Europe où, en Scandinavie par exemple, 70 % à 80 % de la superficie totale des tourbières ne sont pas drainés artificiellement (Fredriksson, 1996; Johansen, 1996). En Finlande, le pays de l'Europe de l'Ouest possédant le plus de tourbières (10,4 millions ha), environ 30 % de la superficie de ces milieux humides ne sont toujours pas exploités (Lappalainen, 1996b). Au Canada, plus de 90 % de la superficie des tourbières seraient encore à l'état naturel.

En raison du manque de données pour le calcul des superficies de tourbières et de milieux humides, ces statistiques demeurent des estimations générales. Quoiqu'il en soit, il est clair que, dans certains pays, la conservation des tourbières qui subsistent encore à l'état naturel représente un défi de taille pour la préservation de la biodiversité. Dans ce chapitre, nous présentons un portrait général des types de perturbations anthropiques affectant les tourbières, et ce, en comparant la situation du Canada avec celle de l'Europe. Nous décrivons brièvement les politiques ainsi que les lois canadiennes et québécoises en matière de conservation des tourbières. Ensuite, nous présentons un bilan de la situation des tourbières protégées du Québec. Enfin, nous traitons des projets de recherche réalisés au Québec en ce qui a trait à la conservation des tourbières.

FACTEURS DE DÉGRADATION DES TOURBIÈRES

La dégradation et la perte de superficie des tourbières peuvent être attribuables à plusieurs activités industrielles, telles l'extraction de tourbe destinée à des fins horticoles, énergétiques ou thérapeutiques, la foresterie et l'agriculture, ainsi que la production d'électricité. Des différences marquées existent toutefois entre le Canada et les pays européens quant à la nature et l'importance des sources de dégradation des tourbières.

Selon un récent rapport de l'IPS, l'Allemagne est le plus grand producteur de tourbe horticole à l'échelle internationale. En 1997, sa production était de 9 millions m³ de tourbe (Hood & Sopo, 1999). Toutefois, dans ce pays, cette industrie affecte une superficie de tourbières beaucoup moins importante comparativement à d'autres activités, telle l'agriculture

(Steffens, 1996). La Russie, pour sa part, a produit en 1997 environ 2,5 millions m³ de tourbe destinée à des fins horticoles (Hood & Sopo, 1999). La Finlande et l'Irlande ont produit, au cours de la même année, 1,6 million m³ de tourbe chacune. Au Canada, malgré les 7,3 millions m³ de tourbe vendue chaque année, cette industrie n'utilise actuellement que 17 200 des 170 millions ha de tourbières du pays, soit approximativement 0,01 % de leur superficie (Hood & Sopo, 1999).

La récolte de tourbe à des fins énergétiques est très répandue dans certains pays européens. En 1997, la Finlande, la Russie et l'Irlande ont extrait respectivement 30, 8,7 et 8,4 millions m³ de tourbe destinée à la production d'énergie électrique (Hood & Sopo, 1999). Le prix du gaz naturel et du charbon, ainsi que les coûts associés au transport du pétrole, favorisent l'utilisation de la tourbe comme source de combustible en Europe. L'utilisation de la tourbe à des fins énergétiques est inexistante au Canada. En effet, l'intérêt pour cette forme d'énergie, apparue pendant les années 1970, ne s'est pas maintenu au cours des décennies suivantes, surtout en raison de la disponibilité de sources d'énergie alternatives moins coûteuses (Keys, 1992).

Au niveau mondial, environ 14 millions ha de tourbières ont été drainés par l'industrie forestière (Vasander, Laiho & Laine, 1997). En Europe du Nord, la foresterie constitue une forme importante d'exploitation des tourbières. En Finlande, plus de 50 % des 10,4 millions ha de tourbières sont drainés pour favoriser la croissance des arbres (Gorham, 1990; Päivänen, 1996; Vasander, Laiho & Laine, 1997), alors qu'en Suède et en Norvège, le drainage forestier affecte respectivement 15 et 19 % des tourbières (Päivänen, 1997). En Écosse et en Irlande, des pratiques de reboisement ont perturbé respectivement 20 et 27 % de la superficie des tourbières ombrotrophes de couverture (Kaakinen, Salminen & Vasander, 1990; Foss, 1998). Au Canada, les pratiques sylvicoles dans de tels milieux ne sont pas aussi importantes (Prévost *et al.* 2001). À ce titre, au début des années 1990, seulement 25 000 ha de tourbières étaient partiellement drainés pour favoriser les opérations forestières (Haavisto & Jeglum, 1989). Les statistiques récentes pour le pays ne sont pas disponibles. Néanmoins, l'intérêt des tourbières pour la foresterie est grandissant comme le laissent croire les derniers développements dans ce domaine pour le Québec (Prévost *et al.* 2001).

Les tourbières sont également utilisées pour les cultures maraîchères et céréalières, ainsi que pour le pâturage. Ce dernier usage est très fréquent en Europe où le broutage a

affecté de grandes superficies. Par exemple, l'Irlande, qui abrite 9 millions de moutons, est aux prises avec de nombreux problèmes reliés au surbroutement : la destruction du couvert d'éricacées, l'augmentation du couvert de *Nardus stricta* (une espèce de la famille des graminées, peu attrayante pour les moutons) et l'érosion du substrat tourbeux (Bleasdale, 1998). Dans certains pays, l'agriculture est responsable de la majeure partie des pertes de tourbières. Par exemple, plus de 95 % des tourbières minérotrophes et 58 % des tourbières ombrotrophes de l'Allemagne (Steffens, 1996), ainsi que 67 % des tourbières minérotrophes de la Pologne (Ilnicki & Zurek, 1996) ont été transformés en terres agricoles, surtout en pâturages et en cultures fourragères. Au Canada, l'agriculture est la principale cause de destruction des milieux humides. Elle serait responsable de 85 % des pertes de superficie de ces écosystèmes, soit 17 millions ha (Rubec, 1991). Notons toutefois que l'agriculture affecte surtout les marais et les marécages, particulièrement dans les Prairies canadiennes (Keys, 1992), si bien que seulement 40 000 ha de tourbières sont utilisés annuellement pour la production agricole (Gorham, 1990). La production de canneberges, qui s'effectue en bordure ou dans les tourbières, serait toutefois une activité agricole grandissante, bien que les superficies affectées actuellement ne sont que de quelques centaines d'hectares au Québec (Rocheffort, 2001).

La tourbe est également une ressource naturelle exploitée à des fins thérapeutiques en Europe centrale, où les premiers centres de balnéothérapie se sont développés. C'est l'Allemagne qui en fait l'usage le plus intensif dans plus de 60 centres, ce qui représente une consommation de près de 0,4 million m³ de tourbe par année (Korhonen & Lüttig, 1996). L'extraction de la tourbe à des fins thérapeutiques était, jusqu'à tout récemment, une activité mineure au Canada. Cependant, une compagnie d'Ontario produit, depuis quelques années, environ 100 tonnes de tourbe par an à cette fin. Celle-ci est utilisée dans 63 % des centres de balnéothérapie au Québec, la province qui en fait le plus grand usage (M. St-Onge, comm. pers.). Enfin, la construction de barrages hydroélectriques au Canada aurait causé la perte de plus de 900 000 ha de tourbières, principalement au Québec, au Manitoba et en Alberta (Rubec, 1991).

POLITIQUES ET LOIS RÉGISSANT LA GESTION DES TOURBIÈRES AU CANADA

Au Canada, la réglementation relative à l'exploitation et à la gestion de la plupart des milieux humides est de responsabilité provinciale. Le gouvernement du Canada a néanmoins élaboré, en 1991, *la Politique fédérale sur la conservation des terres humides* (Gouvernement du Canada, 1991; Lynch-Stewart *et al.*, 1993), fondée sur le principe de l'utilisation éclairée des milieux humides, mis de l'avant par la Convention Ramsar (Rubec, 1997). L'objectif principal de la politique est de favoriser la conservation des milieux humides du Canada en vue du maintien de leurs fonctions écologiques et socioéconomiques, pour le présent et l'avenir. La politique vise, entre autres, à prévenir une perte nette de fonctions des milieux humides sur tous les terrains de juridiction fédérale, soit 29 % des milieux humides du Canada (Rubec, 1997). Pour l'atteinte de son objectif principal, la politique privilégie sept stratégies dont la sensibilisation du public, l'amélioration de la collaboration entre les différents paliers gouvernementaux et les industries, ainsi que la promotion de la conservation des milieux humides dans les régions fédérales protégées (parcs nationaux, réserves nationales de faune, refuges d'oiseaux migrateurs, terres de la Commission de la Capitale nationale et autres aires fédérales créées à des fins de conservation d'écosystèmes). La politique oriente les décisions et les actions du gouvernement fédéral en matière de conservation des milieux humides. Elle ne possède, toutefois, aucun pouvoir légal.

Le gouvernement canadien a également créé le Conseil nord-américain de conservation des terres humides (Canada), en avril 1990 (Rubec, 1997). De concert avec son correspondant américain, les gouvernements provinciaux et le secteur privé, le Conseil coordonne la mise en œuvre du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine au Canada. Il supervise aussi la participation du Canada aux initiatives internationales en ce qui concerne la conservation des milieux humides.

Au niveau provincial, l'Ontario, la Saskatchewan, l'Alberta et le Manitoba ont adopté leur propre politique en matière de conservation des milieux humides (Rubec, 1994). Au Québec et au Nouveau-Brunswick, où l'industrie de la tourbe horticole est concentrée (Keys, 1992), il n'existe, à ce jour, aucune politique ou stratégie de conservation des milieux humides. Cependant, au Nouveau-Brunswick, une ébauche de politique a déjà été préparée et mènera éventuellement à l'adoption d'une politique sur la gestion responsable des milieux humides (J. Thibault, comm. pers.). D'autre part, un document intitulé *Lignes directrices sur*

l'exploitation des tourbières au Nouveau Brunswick fournit certaines règles à l'industrie quant aux moyens à prendre afin de faciliter la régénération des tourbières exploitées (Thibault, 1998). Ce document propose, entre autres, de limiter les activités d'extraction de manière à conserver à l'état naturel 5 à 10 % de la superficie de la tourbière. L'application de cette pratique, de même que la nature des zones résiduelles à conserver, sont toutefois laissées au bon vouloir des industriels.

Au Québec, l'exploitation industrielle des dépôts tourbeux sur les terres publiques et sur les sites où les droits miniers ont été révoqués est régie par la *Loi sur les mines* (L.R.Q., 1997, chap. M-13.1). La *Loi sur la qualité de l'environnement* (L.R.Q., 1997, chap. Q-2), administrée par le ministère de l'Environnement, permet de restreindre et de contrôler les projets réalisés au sein des tourbières. Cette loi s'applique autant sur les terres publiques que sur les terrains privés. Selon l'article 22 de cette loi, quiconque érige ou modifie une construction, exécute des travaux ou des ouvrages, entreprend l'exploitation d'une industrie quelconque doit obtenir préalablement un certificat d'autorisation du ministre. Plusieurs activités, principalement en matière d'aménagement faunique, sont toutefois soustraites à cette obligation. La responsabilité d'émettre ces certificats incombe aux directions régionales du ministère de l'Environnement. Par contre, celles-ci disposent de peu d'outils leur permettant d'évaluer la valeur des tourbières ciblées par les projets. Il est ainsi impossible de prendre une décision éclairée, à moins que le site n'abrite des espèces menacées ou vulnérables. De plus, l'application de cet article est complexe, ce qui n'incite pas les directions régionales à l'utiliser. Selon l'article 23 de la même loi, les industries dont certaines activités sont susceptibles de porter atteinte ou de détruire la surface d'un sol tourbeux doivent soumettre, au ministre, un plan de réaménagement du terrain après abandon. Actuellement, seules les carrières, les sablières et les entreprises d'enfouissement de déchets sont tenues de soumettre un tel plan. Notons que, dans le cas des tourbières, le terme réaménagement ne signifie pas nécessairement un retour à un écosystème accumulateur de tourbe. En somme, outre les certificats d'autorisation nécessaires, il n'existe au Québec aucun moyen légal de contrôler l'utilisation des tourbières.

Certaines associations industrielles canadiennes ont aussi adopté leur propre politique en matière d'exploitation et de conservation des milieux humides. Par exemple, l'Association canadienne de la tourbe de sphaigne (ACTS) s'est dotée, en 1991, de la Politique de

conservation et de réaménagement (Lynch-Stewart *et al.*, 1993). Celle-ci préconise diverses stratégies d'intervention lors des différentes étapes d'exploitation des sites. La politique propose, entre autres, de préserver une zone de végétation originelle afin de stimuler la recolonisation végétale des sites à la fin de l'exploitation. L'ACTS encourage également ses membres *i*) à utiliser des pratiques d'exploitation qui minimiseront les superficies utilisées, *ii*) à laisser des parcelles de tourbière naturelle comme zone tampon lors de l'exploitation, *iii*) à utiliser la végétation de surface sacrifiée lors de l'exploitation d'une nouvelle tourbière pour révégeter les sites prêts à être restaurés et *iv*) à appliquer les techniques de restauration des tourbières après exploitation.

LA PROTECTION DES TOURBIÈRES : LE CAS DU QUÉBEC

Un guide des milieux humides du Québec a récemment été publié par l'Union québécoise pour la conservation de la nature (1993). Ce guide vise à sensibiliser la population à l'importance de ces écosystèmes en présentant 77 milieux humides situés, en partie ou en totalité, sur des terrains publics. Toutefois, peu de tourbières sont représentées dans ce guide. En effet, la majorité des sites décrits sont des marais ou des marécages. Nous présentons donc ici un bilan des tourbières protégées au Québec. La protection des tourbières en territoire québécois est principalement tributaire de trois outils législatifs : la *Loi sur les réserves écologiques* (L.R.Q., 1997, chap. R-26.1), la *Loi sur les parcs nationaux* (L.C., 1988, chap. N-14) et la *Loi sur les parcs* (L.R.Q., 1995, chap. P-9).

Réserves écologiques

Le Québec compte actuellement 60 réserves écologiques dont la superficie totalise 70 902 ha (Ministère de l'Environnement, 2000). Une réserve écologique est une aire naturelle à l'intérieur de laquelle les écosystèmes sont conservés dans leur intégralité et où les interventions humaines sont prohibées, sauf à des fins scientifiques et éducatives. Ces dernières activités sont toutefois restreintes et nécessitent l'obtention d'un permis. À ce jour, le réseau québécois des réserves écologiques comprend six réserves créées spécifiquement pour conserver des écosystèmes tourbeux à l'état naturel (Fig. 1; Tableau 1).

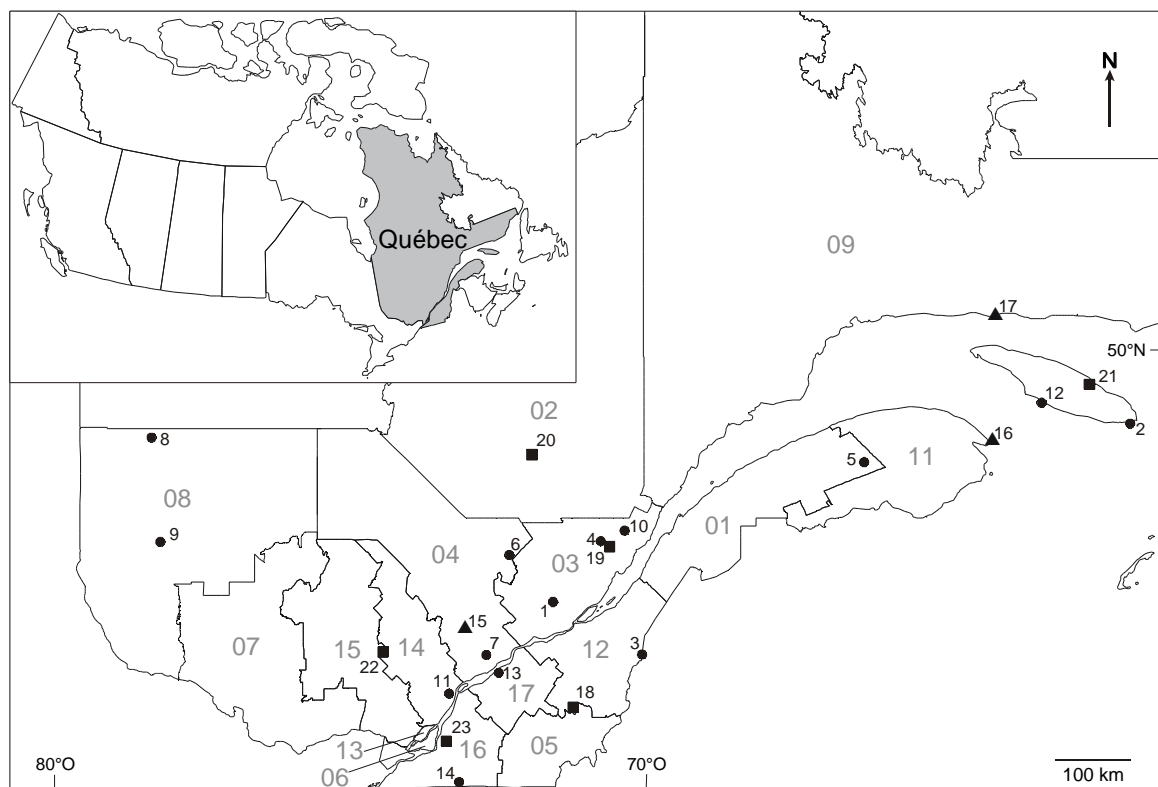


Fig. 1. Localisation des tourbières protégées au Québec. Réserves écologiques (■): 1. Tantaré, 2. Pointe-Heath, 3. Thomas-Sterry-Stunt, 4. Thomas-Fortin, 5. Irène-Fournier, 6. Bog-à-Lanières, 7. Lac-à-la-Tortue, 8. William-Baldwin, 9. Dunes-de-la-moraine-d'Harricana, 10. Grands-Ormes, 11. Tourbières-de-Lanoraie, 12. du Grand-Lac-Salé, 13. Léon-Provancher, 14. Rivière-aux-Brochets; Parcs nationaux (▲): 15. Mauricie, 16. Forillon, 17. Archipel-de-Mingan; Parcs québécois (▣): 18. Frontenac, 19. Grands-Jardins, 20. Pointe-Taillon, 21. Rivière-Vauréal, 22. Mont-Tremblant, 23. Mont-Saint-Bruno. Les chiffres grisés représentent les 17 régions administratives du Québec : 01. Bas-Saint-Laurent, 02. Saguenay-Lac-Saint-Jean, 03. Québec, 04. Mauricie, 05. Estrie, 06. Montréal, 07. Outaouais, 08. Abitibi-Témiscamingue, 09. Côte-Nord, 10. Nord-du-Québec, 11. Gaspésie-Île-de-la-Madeleine, 12. Chaudière-Appalaches, 13. Laval, 14. Lanaudière, 15. Laurentides, 16. Montérégie, 17. Centre-du-Québec.

Tableau 1. Liste des réserves écologiques, des parcs nationaux et provinciaux du Québec incluant des tourbières dans leurs limites. Les deux dernières colonnes présentent l'année de création de la réserve ou du parc, ainsi que la superficie de tourbières protégées au sein de chaque site. Les chiffres entre parenthèses réfèrent à la Figure 1; nd : non disponible.

Identification	Statut	Création	Superficie (ha)
(1) Tantaré (de)	Réserve écologique	1978	2
(2) Pointe-Heath (de la)	Réserve écologique	1978	1 859
(3) Thomas-Sterry-Stunt (internationale)	Réserve écologique	1988	53
(4) Thomas-Fortin	Réserve écologique	1990	< 10
(5) Irène Fournier	Réserve écologique	1991	19
(6) Bog-à-Lanières (du)	Réserve écologique	1992	430
(7) Lac-à-la-Tortue (de)	Réserve écologique	1992	671
(8) William-Baldwin	Réserve écologique	1992	293
(9) Dunes-de-la-moraine d'Harricana (des)	Réserve écologique	1994	214
(10) Grands-Ormes (des)	Réserve écologique	1994	< 10
(11) Tourbières-de-Lanoraie (des)	Réserve écologique	1994	415
(12) Grand-Lac-Salé (du)	Réserve écologique	1996	50
(13) Léon-Provancher	Réserve écologique	1999	nd
(14) Rivière-aux-Brochets (de la)	Réserve écologique	1999	< 10
(15) Mauricie (de la)	Parc national	1970	2 466
(16) Forillon (de)	Parc national	1970	109
(17) Archipel-de-Mingan (de l')	Réserve de parc national	1985	1 320
(18) Frontenac (de)	Parc québécois	1987	111
(19) Grands-Jardins (des)	Parc québécois	1981	> 130
(20) Pointe-Taillon (de la)	Parc québécois	1985	3 780
(21) Rivière-Vauréal (de la)	Parc québécois	2000	20 000
(22) Mont-Tremblant (du)	Parc québécois	1981	> 750
(23) Mont-Saint-Bruno (du)	Parc québécois	1985	2

La réserve écologique de la Pointe-Heath (Fig. 1; Côte-Nord) est la première à avoir été créée dans le but de conserver des tourbières. Elle vise à assurer la protection de tourbières ombrotrophes et minérotrophes caractéristiques d'un environnement maritime et d'un substrat calcaire de la région de l'Anticosti-Minganie. Le complexe tourbeux occupe une superficie de 1859 ha.

La réserve écologique internationale Thomas-Sterry-Hunt (Chaudière-Appalaches) est vouée à la protection des milieux humides représentatifs du système tourbeux appalachien. Les tourbières peu profondes (moins de 2 m) forment un complexe divisé en trois bassins et situé de part et d'autre de la frontière Québec-Maine. Le bassin ouest est en majeure partie constitué d'une tourbière minérotrophe structurée. On trouve, dans le bassin central, une tourbière ombrotrophe légèrement boisée et, dans le bassin est, une tourbière minérotrophe structurée.

La réserve du Bog-à-Lanières (Mauricie) assure la protection de tourbières ombrotrophes du système tourbeux de la région des Laurentides. Une tourbière ombrotrophe à lanières occupe la majeure partie de la réserve. Il s'agit d'un écosystème remarquable, car peu fréquent dans la région et dans l'ensemble de la province. Le reste de la réserve est constitué de tourbières ombrotrophes arbustives et arborescentes à épinettes noires.

La réserve écologique de Lac-à-la-Tortue (Mauricie) assure la protection d'une tourbière ombrotrophe représentative de la région ouest des Basses-Terres du Saint-Laurent. La tourbière est constituée d'une platière uniforme avec un noyau central parsemé de mares. On y trouve deux espèces végétales susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables, soit *Platanthera blephariglottis* et *Utricularia geminiscapa* (Annexe 1a, b).

La réserve écologique William-Baldwin (Abitibi-Témiscamingue) protège des tourbières minérotrophes réticulées sur sols calcaires, représentatives de la région des basses terres de l'Abitibi. Les tourbières sont constituées d'une succession de mares et de lanières perpendiculaires à la pente. La flore du site est diversifiée et les espèces calcicoles y sont abondantes. On y trouve trois espèces végétales susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables, soit *Arethusa bulbosa*, *Drosera linearis* et *Utricularia geminiscapa*.

La réserve écologique des Tourbières-de-Lanoraie (Lanaudière) assure la protection d'un complexe de tourbières minérotrophes et ombrotrophes représentatives de la section

ouest des Basses-Terres du Saint-Laurent. Ces tourbières sont considérées comme des refuges, car elles abritent à la fois des plantes nordiques et des plantes méridionales qui atteignent à cet endroit la limite de leur aire de répartition géographique. Un papillon diurne (*Incisalia lanoraieensis*), en situation précaire au Québec, habite la réserve. Notons que cette réserve écologique est la seule du réseau québécois ayant un mandat éducatif.

Huit autres réserves écologiques protègent également des tourbières, mais elles ont été créées pour d'autres raisons que la conservation de ces écosystèmes (Fig. 1). La réserve écologique Léon-Provancher (Centre-du-Québec) vise la protection de communautés naturelles caractéristiques de la végétation des milieux humides de la région du lac Saint-Pierre. La tourbière, les marais et les marécages occupent près de la moitié de la superficie de la réserve. La réserve écologique de la Rivière-aux-Brochets (Montérégie) assure la protection du seul milieu naturel encore en contact avec les rives québécoises de la baie Missisquoi (lac Champlain). Elle est principalement constituée de marécages tourbeux et de tourbières minérotrophes riveraines. La réserve des Dunes-de-la-Moraine-d'Harricana (Abitibi-Témiscamingue) protège des écosystèmes représentatifs de la région écologique du Haut-Saint-Maurice. Elle comporte un complexe de dunes et de tourbières, associé à un dépôt morainique. Les tourbières couvrent environ 40 % (214 ha) de la superficie de la réserve. La réserve du Grand-Lac-Salé (Côte-Nord), créée pour protéger des écosystèmes aquatiques, subaquatiques et terrestres de la région d'Anticosti-Minganie, préserve un complexe tourbeux d'environ 50 ha. Les réserves écologiques de Tantaré et Thomas-Fortin (Québec) ainsi que celle d'Irène-Fournier (Bas-Saint-Laurent) assurent la protection de tourbières ombrotrophes. Enfin, une tourbière située dans la partie nord-ouest de la réserve écologique des Grands-Ormes comporte un îlot de pergélisol, phénomène rare au Québec méridional.

Parcs nationaux et provinciaux

Les parcs sont créés afin de sauvegarder des écosystèmes remarquables, peu ou pas perturbés par les activités anthropiques. L'extraction des ressources à des fins commerciales ainsi que la chasse y sont interdites. Les fonctions éducatives et récréatives jouent un rôle prédominant dans ces territoires protégés.

Au Québec, trois des quatre parcs nationaux renferment des écosystèmes tourbeux (Fig. 1; Tableau 1). Le parc de la Mauricie, d'une superficie de 53 600 ha, préserve un milieu représentatif de la région la plus méridionale du Bouclier canadien. Les tourbières,

principalement minérotrophes, constituent environ 4,6 % de ce parc (Pelletier, 1998). Elles se situent surtout au pourtour des lacs et occupent des superficies généralement inférieures à 10 ha. La tourbière de l'Esquer, d'une superficie de 7,3 ha, à l'entrée ouest du parc, est la tourbière ombrotrophe la plus importante du site (Milette & Fontaine, 1975).

Le parc de Forillon (Gaspésie), qui couvre 24 000 ha, protège un échantillon représentatif des monts Notre-Dame et Mégantic et de certains secteurs de la région maritime du golfe Saint-Laurent. Ce parc renferme des tourbières ombrotrophes, dont la Tourbière-aux-Orignaux et celle de Petit-Gaspé, d'une superficie totale de 109 ha (P. Richard, comm. pers.).

Enfin, la réserve du parc national de l'Archipel-de-Mingan (Côte-Nord), d'une superficie de 11 203 ha, protège une quarantaine d'îles ainsi que plus de deux milliers d'îlots et de récifs répartis sur 175 km. Les tourbières couvrent environ 14 % de la superficie terrestre de l'archipel, soit 407 ha de tourbières ombrotrophes et 912 ha de tourbières minérotrophes (Del Degan, Massé & Associés inc., 1998a,b).

Au moins six des vingt parcs québécois renferment des tourbières au sein de leurs limites (Fig. 1; Tableau 1). Les données concernant la conservation des tourbières au sein du réseau des parcs québécois sont toutefois incomplètes. En effet, la gestion des parcs québécois n'utilise pas une approche écosystémique, ce qui rend difficile l'accès à l'information propre à chacun des écosystèmes, incluant les tourbières.

Le parc de Frontenac (Estrie et Chaudière-Appalaches), d'une superficie de 155 300 ha, comprend une tourbière de 111 ha. Il s'agit d'une tourbière mixte, composée de la juxtaposition d'une tourbière ombrotrophe bombée et d'une tourbière minérotrophe structurée. La partie ombrotrophe représente environ 80 % de la superficie totale de la tourbière. La partie ombrotrophe moins boisée correspond à une tourbière ombrotrophe tachetée. Des forêts dominées par l'Épinette noire (*Picea mariana*) et le Mélèze laricin (*Larix laricina*) ceignent le site (Lavoie & Richard, 2000a).

Le parc des Grands-Jardins (Québec), dans la région de Charlevoix, couvre une superficie de 31 000 ha. Il renferme plusieurs tourbières situées le long des ruisseaux, au fond des vallées profondes, en périphérie des lacs peu profonds, ainsi que dans le fond des baies (ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 1990). Deux tourbières présentent un intérêt particulier : la tourbière du lac Malbaie et la tourbière du mont du Lac-des-Cygnés. La première est une tourbière ombrotrophe de 100 ha renfermant de nombreuses mares

concentriques. Celles-ci sont séparées par des platières herbacées ou par des lanières étroites (Lavoie & Richard, 2000b). Au sein du massif des Laurentides, la tourbière du lac Malbaie est celle où la plus grande variété de sphaignes a été répertoriée (Union québécoise pour la conservation de la nature, 1993). La tourbière du mont du Lac-des-Cygnés, d'une superficie de 30 ha, est de type ombrotrophe. Une mare thermokarstique occupe la section est, tandis que la section nord est constituée d'un plateau palsique légèrement bombé. Cette tourbière est caractérisée par la présence d'un pergélisol d'une épaisseur de 2,7 m (Zimmermann, 2000). Il s'agit de l'îlot de pergélisol le plus méridional du Québec (Payette, 1984; Payette 2001).

Le parc de la Pointe-Taillon (Saguenay-Lac-Saint-Jean), d'une superficie de 5888 ha, se situe sur une presqu'île s'avancant dans le lac Saint-Jean. Les milieux humides occupent 64 % de la superficie du parc. On y trouve entre autres une immense tourbière ombrotrophe de 3780 ha (Union québécoise pour la conservation de la nature, 1993). La partie centre-nord de la tourbière est de type réticulé (ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 1985).

Le parc de la Rivière-Vauréal (Côte-Nord), situé dans la partie centrale de l'île d'Anticosti, occupe une superficie de 63 000 ha. Les tourbières représentent environ 32 % (20 000 ha) de la superficie totale du parc. Les principaux modèles physiologiques observés sur le territoire sont : *i*) les tourbières ombrotrophes ridées, structurées, uniformes herbacées et uniformes arbustives, *ii*) les tourbières minérotrophes structurées, uniformes herbacées, uniformes arbustives et riveraines, et *iii*) les tourbières mixtes comprenant des parties ombrotrophes et minérotrophes (Dignard & Grondin, 1996).

Le parc du Mont-Tremblant (Laurentides et Lanaudière) couvre 149 200 ha. Il renferme au moins douze tourbières de plus de 40 ha, soit dix tourbières minérotrophes, une tourbière ombrotrophe et une tourbière mixte (Buteau, 1989). La tourbière mixte située près du lac Forbes, dans la section sud du parc, est la plus imposante (310 ha).

Le parc du Mont-Saint-Bruno (Montérégie), d'une superficie de 5 900 ha, comporte une petite tourbière minérotrophe (2 ha) sur le pourtour du lac des Atocas. Elle est constituée de quatre ceintures de végétation. La partie centrale est une étendue d'eau stagnante à laquelle succède un tapis flottant discontinu, un tapis flottant continu et, enfin, un groupement d'aulnes rugueux faisant la transition entre la tourbière et le milieu forestier (Gagnon, 1980).

La plupart des autres parcs du Québec protègent de petites tourbières généralement situées en bordure des cours d'eau. Néanmoins, aucune information n'est disponible en ce qui a trait à leur superficie ou leur composition végétale.

Mentionnons qu'il existe d'autres mesures qui permettent de protéger les tourbières au Québec. Par exemple, la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (L.R.Q, 1989, chap. E-12.01) peut mener à la conservation de certaines tourbières ou parties de tourbières. À ce titre, le ministère de l'Environnement du Québec a récemment établi une zone de conservation au sein de la tourbière de Rivière-Ouelle (Bas-Saint-Laurent), afin de protéger une population de *Gaylussacia dumosa* var. *bigeloviana*, une éricacée rare au Québec. Cette parcelle de 10 ha a été établie à la suite d'une entente entre le ministère de l'Environnement et un producteur de tourbe horticole.

Des projets à caractère régional peuvent aussi aider à la mise en place de mesures de protection des tourbières. Récemment, le ministère de l'Environnement du Québec a subventionné un projet qui avait pour objectif d'évaluer la mise en valeur des tourbières des municipalités régionales de comté Maria-Chapdelaine et Lac-Saint-Jean-Est, au nord du lac Saint-Jean. À l'aide de grilles d'évaluation construites selon plusieurs critères (superficie, présence de mares, diversité d'habitats, occupation du territoire environnant, épaisseur du dépôt tourbeux, etc.), il a été possible d'identifier les tourbières à développer (canneberge, foresterie, récolte de tourbe) et à protéger (Quinty & Drolet, 1999).

Ce bilan de l'état de la conservation des tourbières au Québec indique que plus de 32 000 ha de tourbières sont actuellement protégés au Québec au sein des réseaux fédéraux et provinciaux de conservation. Cependant, les tourbières ainsi conservées ne représentent que 0,4 % de la superficie totale des tourbières de la province. De plus, la majorité des tourbières protégées sous la loi des réserves écologiques sont surtout des types rares au Québec méridional. Malgré l'importance de conserver ces tourbières, elles ne sont pas représentatives des tourbières actuellement menacées par l'industrie. De plus, peu de parcs et de réserves sont situés dans les régions où les activités d'exploitation, telles la récolte de tourbe à des fins horticoles et la production de canneberges, se concentrent. Par exemple, dans les régions du Bas-Saint-Laurent, de Chaudière-Appalaches et du Centre-du-Québec, aucun site ne détient un statut de conservation (Fig. 1). Enfin, notons que 20 000 des 32 000 ha de tourbières protégées au Québec sont confinés au sein d'un même site, soit celui du parc de la Rivière-Vauréal,

récemment créé à l'Île d'Anticosti (Tableau 1). Avant l'an 2000, il n'y avait donc, au Québec, que 0,15 % ou 12 000 ha de la superficie des tourbières qui était protégée. Malgré les efforts des programmes de conservation, on constate que plusieurs lacunes restent à combler.

LES FRAGMENTS RÉSIDUELS : UNE ALTERNATIVE EN MATIÈRE DE CONSERVATION?

Dans les régions où les tourbières sont peu exploitées, il est possible de sélectionner les sites les plus intéressants d'un point de vue écologique et de les conserver dans leur intégralité. Toutefois, dans les régions où il existe peu ou pas de sites non perturbés, on doit plutôt envisager la conservation de fragments de tourbières au sein des sites exploités. Ces fragments sont importants comme refuges pour la flore et la faune pendant la période d'exploitation et comme source de diaspores pour les projets de restauration. Les parcelles résiduelles d'un site donné constituent-elles de véritables témoins des caractéristiques (flore, faune, conditions physico-chimiques) de l'ensemble de la tourbière avant son exploitation? La conservation de ces parcelles présente-t-elle un réel intérêt dans les régions où les tourbières sont fortement perturbées par les activités industrielles?

La question des parcelles résiduelles peut être abordée selon une perspective spatiale et temporelle. En effet, la position de la parcelle résiduelle peut influencer sa composition floristique et faunique. D'autre part, la flore et la faune d'une parcelle isolée depuis longtemps peuvent être très différentes de celles d'une autre parcelle isolée plus récemment. Les entreprises de tourbe horticole favorisent, en général, le maintien de fragments résiduels sur le pourtour des tourbières. La végétation de ces sites est-elle représentative de celle de l'ensemble d'une tourbière? Une étude récente (Poulin, Rochefort & Desrochers, 1999) a montré que, dans les tourbières ouvertes non perturbées, les assemblages d'espèces végétales du pourtour ne diffèrent pas de ceux du centre, sauf en ce qui concerne les assemblages d'espèces associées aux mares que l'on trouve principalement au centre des tourbières ombrotrophes. Par contre, les assemblages d'espèces végétales sur le pourtour des tourbières non exploitées diffèrent de ceux situés des fragments résiduels entourant les sites exploités. La surface de la tourbe des fragments résiduels est plus sèche et les sphaignes y sont beaucoup moins abondantes qu'en périphérie des sites non exploités.

Non seulement la flore des fragments résiduels des sites exploités est différente de celle des milieux non perturbés, mais elle semble également évoluer plus rapidement qu'en

milieu naturel. Dans le Bas-Saint-Laurent, plusieurs parcelles résiduelles de tourbières exploitées ont été afforestées au cours des 50 dernières années (Pellerin & Lavoie, 2000). Le feu et le drainage agricole sont probablement à l'origine de ces changements, mais il est possible que les activités d'extraction de la tourbe contribuent aussi à accélérer le processus.

L'exploitation des tourbières à des fins horticoles semble donc avoir peu d'influence sur la structure végétale des fragments résiduels (tourbière ouverte, tourbière forestière). Elle modifie cependant leur composition végétale et l'abondance respective des espèces (Poulin, Rochefort & Desrochers, 1999; Desaulniers, 2000). En ce qui a trait à la faune, les assemblages des espèces d'oiseaux (Delage, Fortin & Desrochers, 2000), de petits mammifères (Mazerolle, Drolet & Desrochers, 2001) et d'amphibiens (Mazerolle, 1999) des parcelles résiduelles ne sont pas représentatifs de l'ensemble d'une tourbière naturelle. En conséquence, les fragments résiduels, tels qu'ils sont configurés à l'heure actuelle (positionnement, superficie), ne constituent pas une alternative en matière de conservation des sites tourbeux. Néanmoins, les plans d'aménagement des sites voués à l'exploitation devraient prévoir des zones naturelles à conserver, notamment dans le but de servir de sources de diaspores au cours de la restauration.

CONCLUSION

Les milieux humides sont une composante importante des programmes canadiens de conservation. Toutefois, la plupart de ces programmes sont inadéquats pour protéger les tourbières. Les processus de sélection des sites à protéger sont, en effet, souvent basés sur la productivité végétale des écosystèmes, ce qui favorise les marais et les marécages au détriment des tourbières, plus particulièrement les tourbières ombrotrophes, milieux peu productifs. De plus, ces programmes sont étroitement liés à la protection d'habitats fauniques, spécialement ceux de la sauvagine. Puisque les tourbières sont considérées comme des milieux peu propices pour cette faune, sauf pour quelques espèces comme le Canard noir (*Anas rubripes*), elles sont alors perçues comme des sites de moindre importance au sein des programmes de conservation.

La Convention Ramsar, sur laquelle s'appuie fortement la Politique fédérale sur la conservation des milieux humides, était jusqu'à tout récemment un exemple de ces programmes peu appropriés pour les tourbières. Le mandat de la Convention, à laquelle le Canada a adhéré en 1981, est de promouvoir la conservation des milieux humides d'une

importance internationale pour la faune et la flore (Matthews, 1993). Les sites désignés dans le cadre de la convention doivent être des exemples remarquables et représentatifs des milieux humides d'une région, receler des communautés très productives et servir d'habitat faunique (Matthews, 1993). À l'heure actuelle, moins de 6 % de la superficie mondiale des sites Ramsar sont représentés par des écosystèmes tourbeux (Lindsay, 1996). Néanmoins, le plus récent plan stratégique de la Convention Ramsar identifie désormais les tourbières comme des milieux humides sous-représentés, qui doivent être intégrés dans le réseau mondial des zones humides d'importance internationale (Convention Ramsar, 1996).

Afin d'assurer une bonne représentation des tourbières au sein des milieux humides protégés, des programmes de conservation spécifiques aux tourbières doivent être mis sur pied. Certains concepts doivent être pris en considération lors de la planification d'un réseau de tourbières à protéger. En effet, les objectifs de conservation ne doivent pas se résumer à la protection d'une grande superficie de tourbières, d'une espèce rare ou d'un important volume de tourbe. La répartition géographique des tourbières par rapport aux zones d'exploitation doit être prise en considération. Un pays comme le Canada, où les tourbières sont principalement concentrées dans les régions boréales, doit planifier des mesures de conservation à l'échelle régionale de façon à assurer le maintien des tourbières dans les zones plus méridionales, là où elles sont moins abondantes et plus susceptibles d'être dégradées.

La représentativité de chaque type de tourbières doit aussi être un élément à considérer dans les procédures de conservation. Il faut s'assurer de bien répartir les sites de conservation de façon à inclure tous les types de tourbières. À titre d'exemple, un plan de conservation approprié à la Finlande devrait tenir compte du fait que l'on y trouve 28 types de tourbières réparties selon des gradients est-ouest et nord-sud (Aapala, Heikkilä & Lindholm, 1996), de façon à ce que tous les types de tourbières soient représentés sur une base régionale. Au Canada, une telle approche doit également être prise en compte puisque la composition floristique et faunique des tourbières du Nord et du Sud diffèrent. Par exemple, les assemblages d'espèces d'oiseaux dans les tourbières ombrotrophes de la Côte-Nord sont dominés par des espèces aquatiques (limicoles et sauvagine), alors que ceux des tourbières ombrotrophes de la rive sud du fleuve Saint-Laurent sont dominés par des oiseaux chanteurs, comme les parulines et les bruants (Calmé, 1998).

Les objectifs de conservation doivent aussi prendre en considération le facteur responsabilité. Par exemple, en Europe, 51 % des tourbières bombées océaniques et non perturbées se situent en Irlande. Ce pays a ainsi une grande responsabilité au sein de la communauté européenne pour le maintien de ce type de tourbières (O'Connell, 1998). La responsabilité de la conservation des tourbières de couverture incombe également aux pays du Nord de l'Europe ayant des côtes océaniques, notamment la Grande-Bretagne et l'Irlande (Tallis, 1995; 1998). Le Canada et l'ex-Union Soviétique détiennent la majorité des ressources mondiales de tourbe. Compte tenu de l'importance de leurs tourbières, la responsabilité de ces deux pays en matière de conservation des tourbières est grande, notamment en ce qui a trait au maintien des processus liés au cycle du carbone (Gorham, 1988).

Mentionnons, enfin, que la recherche en écologie peut contribuer à l'élaboration de principes d'aménagement et de conservation des tourbières. Au Québec, Calmé (1998) suggère que les efforts de conservation devraient porter sur les tourbières de grandes superficies puisqu'elles abritent une diversité d'oiseaux plus grande que les petites tourbières, en raison, principalement, d'une importante diversité d'habitats. Non seulement les grandes tourbières sont plus riches en espèces aviaires, mais elles comportent aussi un plus grand nombre d'espèces rares (Calmé & Desrochers, 1999). Enfin, la probabilité de présence de certaines espèces d'oiseaux associées aux tourbières augmente avec l'étendue qu'occupent ces milieux dans le paysage. C'est notamment le cas de la Paruline à couronne rousse (*Dendroica palmarum*) dans le Sud du Québec (Calmé, 1998). Cette observation montre l'importance de considérer les tourbières en tant que réseau d'habitats et de limiter leur isolement dans le paysage. De tels résultats doivent être pris en compte lors de l'aménagement de réserves ou de parcs de conservation. Enfin, la restauration des sites après exploitation s'ajoute aux efforts de conservation pour assurer le maintien des tourbières dans le paysage.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Aaby, B., 1996. The present state of mires in Denmark. Pages 61-64 in E. Lappalainen (ed.). Global Peat Resources. International Peat Society, Jyskä.
- Aapala, K., R. Heikkilä & T. Lindhom, 1996. Protecting the diversity of Finnish mires. Pages 45-57 in H. Vasander (ed.). Peatland in Finland, Finnish Peatland Society, Helsinki.

- Bleasdale, A., 1998. Overgrazing in the west of Ireland - Assessing solutions. Pages 67-76 in G. O'Leary & F. Gormley (ed.). Towards a Conservation Strategy for the Bogs of Ireland. Irish Peatland Conservation Council, Dublin.
- Buteau, P. 1988. Distribution des tourbières du Québec. Service géologique de Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources (mines), Québec, Canada.
- Buteau, P., 1989. Atlas des tourbières du Québec méridional. Gouvernement du Québec, Québec, Canada. DV-89-02.
- Calmé, S., 1998. Les patrons de distribution des oiseaux des tourbières du Québec méridional. Thèse Ph. D., Université Laval, Sainte-Foy.
- Calmé, S. & A. Desrochers, 1999. Nested bird and micro-habitat assemblages in a peatland archipelago. *Oecologia*, 118 : 361-370.
- Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (éd.), 1999. Ministère de l'Environnement, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Gouvernement du Québec, Québec.
- Convention Ramsar, 1996. Plan stratégique 1997-2002. Doc. 6.14 tel qu'adopté à la Sixième réunion de la Conférence des Parties contractantes à la Convention Ramsar, Secrétariat de la Convention Ramsar, Gland.
- Delage, V., M.-J. Fortin, & A. Desrochers, 2000. Effet de lisière et d'isolement des habitats d'oiseaux chanteurs dans les tourbières exploitées. *Écoscience*, 7 : 149-156.
- Del Degan, Massé & Associés inc., 1998a. Inventaire et description des écosystèmes terrestres. Réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan (secteur ouest). Tome 3 : Description des écosystèmes terrestres par îles. Rapport présenté à Parcs Canada, région du Québec.
- Del Degan, Massé & Associés inc., 1998b. Inventaire et description des écosystèmes terrestres. Réserve de parc national de l'Archipel-de-Mingan (secteur est). Tome 6 : Description générale des écosystèmes terrestres. Rapport présenté à Parcs Canada, région du Québec.
- Desaulniers, A.-S., 2000. La fragmentation des tourbières : son impact sur l'évolution des communautés végétales. Thèse de M. Sc., Université Laval, Sainte-Foy.
- Dignard, N. & P. Grondin. 1996. Description abrégée de la végétation du projet de parc de la Rivière-Vauréal, Île d'Anticosti, Québec. Direction de la recherche forestière, ministère des Ressources naturelles, Québec.

- Foss, P., 1998. National overview of the peatland resource in Ireland. Pages 3-20 *in* G. O'Leary & F. Gormley (ed.). *Towards a Conservation Strategy for the Bogs of Ireland*. Irish Peatland Conservation Council, Dublin.
- Fredriksson, D., 1996. Peat resources in Sweden. Pages 137-144 *in* E. Lappalainen (ed.). *Global Peat Resources*. International Peat Society, Jyskä.
- Gagnon, L., 1980. Études floristique et phytosociologiques du Mont-Saint-Bruno. Thèse de M. Sc., Université de Montréal, Montréal.
- Gibbs, J. P., 1993. Importance of small wetlands for persistence of local populations of wetlands-associated animals. *Wetlands*, 13: 25-31.
- Gore, A. J. P., 1983. Introduction. Pages 1-34 *in* A. J. P. Gore (Éd.). *Ecosystems of the World 4A. Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. General studies*. Elsevier, Amsterdam.
- Gorham, E., 1990. Biotic impoverishment in northern peatlands. Pages 65-98 *in* G. M. Woodwell (éd.). *The Earth in Transition. Patterns and Processes of Biotic Impoverishment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gouvernement du Canada (éd.), 1991. *La politique fédérale sur la conservation des terres humides*. Environnement Canada, Ottawa.
- Groupe de travail canadien sur la conservation des terres humides (éd.), 1993. *Les terres humides : un hymne à la vie*. Conseil nord-américain de conservation des terres humides (Canada), Communication 1993-1, Ottawa.
- Haavisto, V. F. & J. K. Jeglum, 1989. Peatland potentially available for forestry in Canada. Pages 30-37 *in* J. K. Jeglum & R.P. Overend (ed.). *Proceedings Peat and Peatlands – Diversification and Innovation. Volume 1 : Peatland and Forestry*, Québec.
- Hood, G. & R. Sopo, 1999. Questionnaire sur la production de tourbe. International Peat Society, Prague.
- Ilnicki, P., & S. Zurek, 1996. Peat resources in Poland. Pages 119-125 *in* E. Lappalainen (éd.). *Global Peat Resources*. International Peat Society, Jyskä.
- Johansen, A., 1996. The extent and use of peatlands in Norway. Pages 113-117 *in* E. Lappalainen (éd.). *Global Peat Resources*. International Peat Society, Jyskä.
- Kaakinen, E., P. Salminen & H. Vasander, 1990. Scottish blanket mires and their conservation. *Suo*, 41: 1-9.

- Keys, D., 1992. Canadian peat harvesting and the environment. North American Wetlands Conservation Council (Canada), Issue Paper no. 1992-3, Ottawa.
- Kivinen, E. & P. Pakarinen, 1980. Peatland areas and the proportion of virgin peatlands in different countries. Pages 52-54 *in* Proceedings of the 6th International Peat Congress, Duluth.
- Korhonen, R. & G. W. Lüttig, 1996. Peat in balneology and health care. Pages 339-345 *in* E. Lappalainen (éd.). Global Peat Resources. International Peat Society, Jyskä.
- Lappalainen, E., 1996a. General review on world peatland and peat resources. Pages 53-56 *in* E. Lappalainen (éd.). Global Peat Resources. International Peat Society, Jyskä.
- Lappalainen, E., 1996b. Mires of Finland and their use. Pages 69-74 *in* E. Lappalainen (éd.). Global Peat Resources. International Peat Society, Jyskä.
- Lavoie, M. & P. J. H. Richard, 2000a. The role of climate on the developmental history of Frontenac peatland, southern Québec. *Canadian Journal of Botany*, 78: 668-684.
- Lavoie, M. & P. J. H. Richard, 2000b. Paléoécologie de la tourbière du lac Malbaie, massif des Laurentides (Québec) : évaluation du rôle du climat sur l'accumulation de la tourbe. *Géographie physique et Quaternaire*, 54 : 169-185.
- Lindsay, R. 1996. Thèmes pour l'avenir : les tourbières – un rôle clé pour la convention Ramsar. Pages 7-10 *in* La conservation mondiale des tourbières. Compte rendu d'un atelier international, Rapport n° 96-1, Ottawa.
- Lynch-Stewart, P., C. D. A. Rubec, K. W. Cox & J. H. Patterson, 1993. Un processus en pleine évolution : les politiques sur la conservation des terres humides du Canada. Conseil nord-américain de conservation des terres humides (Canada), Rapport n° 93-1, Ottawa.
- Matthews, G. V. T., 1993. The Ramsar Convention on Wetlands: Its History and Development. Ramsar Convention Bureau, Gland.
- Mazerolle, M. J., 1999. Amphibians in fragmented peat bogs : abundance, activity, movements and size. M. Sc. Thesis, Dalhousie University, Halifax.
- Mazerolle, M.J., B. Drolet & A. Desrochers. 2001. Small-mammal responses to peat mining of southeastern Canadian bogs. *Canadian Journal of Zoology* 79: 296-302.
- Millette, P. & D. Fontaine, 1975. Étude phyto-écologique de six tourbières du tiers inférieur du parc national de la Mauricie, Québec. Mémoire B.Sc., Université Laval, Québec.

- Ministère de l'Environnement (éd.), 2000. Les réserves écologiques : des habitats protégés au naturel. Gouvernement du Québec, Québec.
- Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche (éd.), 1985. Le Parc de la Pointe-Taillon : où s'entremêlent lac et rivière, marais et tourbière. Gouvernement du Québec, Québec.
- Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche (éd.), 1990. Parc des Grands-Jardins. Le plan directeur. Direction du plein air et des parcs, Service des études et des politiques, Québec.
- Nord-Varhaug, O., 1996. Focusing our attention on mire and peatland conservation - the Trondheim and Edinburgh declarations. *In* Global Mire and Peatland Conservation. Proceedings of an International Workshop, (En ligne). Adresse URL : <http://ibs.uel.ac.uk/imcg/resource/papers/brisbane.htm>
- O'Connell, C., 1998. Raised bogs - A priority for conservation. Pages 43-56 *in* G. O'Leary & F. Gormley (éd.). Towards a Conservation Strategy for the Bogs of Ireland. Irish Peatland Conservation Council, Dublin.
- Päivänen, J., 1996. Forestry use of peatlands. Pages 311-314 *in* E. Lappalainen (éd.). Global Peat Resources. International Peat Society, Jyskä.
- Päivänen, J., 1997. Forested mires as a renewable resource - Toward a sustainable forestry practice. Pages 27-44 *in* C. C. Trettin, M. F. Jurgensen, D. F. Grigal, M. R. Gale & J. K. Jeglum (éd.). Northern Forested Wetlands: Ecology and Management, Lewis Publishers, Boca-Raton.
- Parent, B., 1999. Ressource et industrie forestière : portrait statistique. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Charlesbourg, Québec.
- Payette, S., 1984. Un îlot de pergélisol sur les hauts sommets de Charlevoix, Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 38 : 305-307.
- Payette, S., 2001. Les processus et les formes périglaciaires. Pages 199-239 *dans* Payette, S. et L. Rochefort (éditeurs). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Pellerin, S. & C. Lavoie. 2000. Peatland fragments of southern Quebec: recent evolution of their vegetation structure. *Canadian Journal of Botany*, 78 : 255-265.
- Pelletier, H., 1998. Plan de conservation des écosystèmes terrestres, Parc national de la Mauricie. Patrimoine canadien, Parcs Canada, Ottawa.

- Poulin, M., L. Rochefort & A. Desrochers, 1999. Conservation of bog plant species assemblages: assessing the role of natural remnants in mined sites. *Applied Vegetation Science*, 2 : 169-180.
- Prévost, M., A. Plamondon & V. Roy. 2001. La production forestière. Pages 423-447 *dans* Payette, S. et L. Rochefort (éditeurs). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Quinty, F. & B. Drolet, 1999. Grille d'évaluation du potentiel de mise en valeur des tourbières des MRC Maria-Chapdelaine et Lac-Saint-Jean-Est. Rapport remis au ministère de l'Environnement du Québec, Québec.
- Rochefort, L. 2001. La restauration. Pages 449-504 *dans* Payette, S. et L. Rochefort (éd.). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Rubec, C. D. A., 1991. Peat resources use in Canada : a national conservation issue. *In* D. Grubich (éd.). *Proceedings, International Peat Symposium, Duluth*.
- Rubec, C. D. A., 1994. L'évolution de la politique des terres humides au Canada. Pages 5-19 *in* C. D. A. Rubec (éd.). *Mise en oeuvre des politiques en matière de terres humides au Canada*. Conseil nord-américain de conservation des terres humides (Canada), Ottawa.
- Rubec, C. D. A., 1997. Policy for conservation of the functions and values of forested wetlands. Pages 45-59 *in* C. C. Trettin, M. F. Jurgensen, D. F. Grigal, M. R. Gale & J. K. Jeglum (éd.). *Northern Forested Wetlands: Ecology and Management*. Lewis Publishers, Boca-Raton.
- Shier, C., 1996. The peat resources of Ireland. Pages 95-100. *in* E. Lappalainen (éd.). *Global Peat Resources*. International Peat Society, Jyskä.
- Steffens, P., 1996. Mires and peat resources in Germany. Pages 75-78 *in* E. Lappalainen (éd.). *Global Peat Resources*. International Peat Society, Jyskä.
- Tallis, J. H., 1995. Blanket mires in the upland landscape. Pages 495-508 *in* B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Fojt, R. A. Robertson (éd.). *Restoration of Temperate Wetlands*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Tallis, J. H., 1998. Growth and degradation of British and Irish blanket mires. *Environmental Reviews*, 6 : 81-122.

- Tarnocai, C., 1980. Canadian wetland registry. Pages 9-39 *in* C. D. A. Rubec & F. C. Pollett (éd.). Workshop on Canadian Wetlands. Direction générale des terres, Environnement Canada, Ottawa.
- Thibault, J. J., 1998. Lignes directrices sur l'exploitation des tourbières au Nouveau-Brunswick. Ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick, Division des ressources minières et de l'énergie, DP 98-1, Carleton.
- Union québécoise pour la conservation de la nature (éd.), 1993. Guide des milieux humides du Québec. Les sites à découvrir et à protéger. Éditions FrancVert, Charlesbourg.
- Vasander, H., R. Laiho & J. Laine, 1997. Changes in species diversity in peatlands drained for forestry. Pages 109-119 *in* C. C. Trettin, M. F. Jurgensen, D. F. Grigal, M. R. Gale & J. K. Jeglum (éd.). Northern Forested Wetlands: Ecology and Management. Lewis Publishers, Boca-Raton.
- Zimmermann, C., 2000. Analyse paléoécologique de la tourbière à pergélisol du mont du Lac des Cygnes (Charlevoix, Québec). Thèse M. Arts, Université Laval, Sainte-Foy.

Annexe 1a. Espèce désignée menacée au Québec et pour laquelle les tourbières font partie de son habitat (Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, 1999).

Espèce	Synonyme	Classe ou division	Famille
<i>Polemonium vanbruntiae</i>		Dicotylédones	Polemoniaceae

Annexe 1b. Liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec et pour lesquelles les tourbières font partie de leur habitat (Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, 1999).

Espèce	Synonyme	Classe ou division	Famille
<i>Amerorchis rotundifolia</i>	<i>Orchis rotundifolia</i>	Monocotylédones	Orchidaceae
<i>Arethusa bulbosa</i>		Monocotylédones	Orchidaceae
<i>Bartonia virginica</i>		Dicotylédones	Gentianaceae
<i>Calypso bulbosa</i> var. <i>americana</i>		Monocotylédones	Orchidaceae
<i>Canadanthus modestus</i>	<i>Aster modestus</i>	Dicotylédones	Asteraceae
<i>Carex atlantica</i> ssp. <i>capillacea</i>		Monocotylédones	Cyperaceae
<i>Carex cumulata</i>	<i>C. albolutescens</i> var. <i>cumulata</i>	Monocotylédones	Cyperaceae
<i>Carex hostiana</i>	<i>C. hostiana</i> var. <i>laurentiana</i>	Monocotylédones	Cyperaceae
<i>Carex lapponica</i>		Monocotylédones	Cyperaceae
<i>Carex prairea</i>		Monocotylédones	Cyperaceae
<i>Castilleja raupii</i>		Dicotylédones	Scrophulariaceae
<i>Cypripedium reginae</i>		Monocotylédones	Orchidaceae
<i>Drosera linearis</i>		Dicotylédones	Droseraceae
<i>Dryopteris clintoniana</i>	<i>D. cristata</i> var. <i>clintoniana</i>	Ptérédophytes	Dryopteridaceae
<i>Gaylussacia dumosa</i> var.		Dicotylédones	Ericaceae
<i>Gentianopsis crinita</i>	<i>Gentiana crinita</i>	Dicotylédones	Gentianaceae
<i>Listera australis</i>		Monocotylédones	Orchidaceae
<i>Pedicularis sudetica</i> ssp.		Dicotylédones	Scrophulariaceae
<i>Pinus rigida</i>		Gymnospermes	Pinaceae
<i>Platanthera blephariglottis</i>	<i>Habenaria blephariglottis</i>	Monocotylédones	Orchidaceae
<i>Proserpinaca palustris</i>		Dicotylédones	Haloragaceae
<i>Ranunculus flabellaris</i>		Dicotylédones	Ranunculaceae
<i>Rhus vernix</i>	<i>Toxicodendron vernix</i>	Dicotylédones	Anacardiaceae
<i>Rhynchospora capillacea</i>		Monocotylédones	Cyperaceae
<i>Rhynchospora capitellata</i>		Monocotylédones	Cyperaceae
<i>Salix maccalliana</i>		Dicotylédones	Salicaceae
<i>Thelypteris simulata</i>	<i>Habenaria blephariglottis</i>	Ptérédophytes	Thelypteridaceae
<i>Utricularia geminiscapa</i>		Dicotylédones	Lentibulariaceae
<i>Utricularia gibba</i>		Dicotylédones	Lentibulariaceae
<i>Valeriana uliginosa</i>	<i>V. sitchense</i> ssp. <i>uliginosa</i>	Dicotylédones	Valerianaceae
<i>Woodwardia virginica</i>		Ptérédophytes	Blechnaceae

Chapitre II

From satellite imagery to peatland vegetation diversity: how reliable are habitat maps?

Poulin^{1,2}, M., D. Careau³, L. Rochefort^{1,2} et A. Desrochers⁴ Sous presse. **From satellite imagery to peatland vegetation diversity: how reliable are habitat maps?** Conservation Ecology.

¹Centre d'études nordiques (CEN), Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Canada G1K 7P4 ²Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET), Université Laval ³Société de mathématiques appliquées (SMA), 59 d'Auteuil, Québec, Canada G1R 4C2 ⁴Centre de recherche en biologie forestière, Université Laval

Denis Careau a réalisé la programmation nécessaire à la classification de l'image satellitaire et André Desrochers a élaboré un programme servant à construire les matrices de validation. Line Rochefort m'a aidé à déterminer les classes d'habitats à cartographier. J'ai effectué le reste du travail associé à ce chapitre.

Résumé

L'importance de la télédétection par satellite comme outil de cartographie des paysages et de la répartition des espèces est sans cesse grandissante, notamment dans le travail des écologistes et des conservationnistes. À l'aide de données Landsat 7/ETM+, nous avons testé deux types de classification supervisée afin de cartographier 13 habitats de tourbières du Sud du Québec, Canada. Nous avons d'abord construit un masque afin d'isoler les tourbières du reste du territoire. Pour la plaine de Lotbinière, cette procédure a révélé 629 polygones de tourbières couvrant un total de 18 103 ha, 26 % des polygones étant de taille supérieure à 20 ha. Nous avons ensuite appliqué une simple fonction de maximum de vraisemblance (ML), ainsi qu'une fonction de maximum de vraisemblance pondérée par la proportion de chaque classe d'habitats au sein d'une même tourbière (MLE), et ce, pour classifier l'ensemble des habitats de tourbières de la région à l'étude. D'après les 626 positions de validation enregistrées dans 92 tourbières, les deux types de classification se sont avérés adéquats pour représenter les 13 habitats de tourbières. En fait, pour toutes les classes d'habitats reconnues sur le terrain, l'habitat classifié occupant la plus grande superficie au point de validation était du même type, à l'exception de la classe « tourbière ouverte à mares » dont la superficie était souvent très restreinte. Il y avait néanmoins quelques différences dans la performance des deux types de classification. ML était une meilleure procédure pour cartographier les habitats rares, alors que MLE favorisait les habitats les plus communs. Afin de vérifier si les habitats classifiés représentent bien la végétation, nous avons procédé à des analyses multivariées basées sur des données de structure de végétation et de composition en espèces végétales. Ces analyses ont montré que les 13 habitats de tourbières classifiés expliquaient la répartition des espèces aussi bien que 15 variables environnementales mesurées sur le terrain (telles que la profondeur de la nappe phréatique et la concentration de certains éléments chimiques de l'eau). En ce qui a trait à la structure de végétation, les classes d'habitats étaient 1,6 fois plus performantes que les variables environnementales. D'après les ordinations basées sur les données d'espèces, les habitats de tourbières avec mares étaient les plus distincts en termes d'assemblages d'espèces végétales, alors que les habitats dominés par les herbes différaient modérément des habitats caractérisés par les éricacées. De plus, les habitats dominés par les herbes étaient les plus variables en termes de composition en espèces. Étant donné la valeur

économique des tourbières, les résultats présentés ici peuvent éclairer les choix de conservation pour ces milieux humides.

Abstract

Satellite imagery is becoming a basic component of ecological and conservationist work, yet its potential and reliability remain little known for a large number of habitats. Using Landsat 7/ETM+ data, we tested two types of supervised classifications for mapping 13 peatland habitats in southern Québec, Canada. Before classifying peatland habitats, we applied a mask procedure that revealed 629 peatlands covering a total of 18 103 ha, 26% of them being larger than 20 ha. We applied both a simple maximum likelihood function (ML) and a maximum likelihood function weighted by the proportion of each habitat class within peatlands (WML) to classify habitats on the image. After validating 626 GPS locations within 92 peatlands, we show that both classification procedures represented well the 13 peatland habitat classes. For all habitat classes except *Lawn with pools*, the predominant classified habitat within 45 m of the center of the validation locations was of the same type as observed in the field. There were differences in the performance of the two classification procedures: ML was a better tool for mapping rare habitats and WML favored the most common habitats. Based on ordinations, the 13 peatland habitat classes were as good as 15 environmental variables (such as moisture conditions and water chemistry components) for explaining the distribution of plant species, whereas for vegetation structure patterns, habitat classes performed 1.6 times better than the environmental variables. Peatland characterized by pools had the most distinct plant assemblages and habitats dominated by herbs were moderately distinct from habitats characterized by ericaceous shrubs. Habitats dominated by herbs (*LarHer*, *Herb*, *Tsedge*) were the most variable ones in terms of plant species assemblages. As peatlands are economically valuable wetlands, the maps resulting from the new classification procedure presented here may be directly accessible for land managers and conservationists.

INTRODUCTION

Concerns about the loss of biological diversity incited ecologists to improve their ability to trace species distribution and occurrences over large spatial scales and short periods of time (Schoch and Dethier 1996, Boone and Krohn 1999, Pearce and Ferrier 2001). Sampling methods based on the "coarse filter approach" (Noss 1987, 1996) have gained popularity as efficient tools to protect a large part of species diversity (Franklin 1993, Wilcove 1993, Schwartz 1999, Hughes *et al.* 2000). These methods aim at classifying and mapping habitats or plant species assemblages, in contrast with methods adapted to the fine filter approach which usually necessitate detailed field surveys as it focuses on individual species, mostly rare or endangered ones. Although habitat -or plant community- based conservation has limitations, such as plant communities not being always a good surrogate for distribution patterns of rare species (Panzer and Schwartz 1998), they remain an essential component of land use planning and reserve selection procedures (Pressey 1994, Lombard *et al.* 1997, Margules 1999, Margules and Pressey 2000).

Remote sensing offers promising tools to detect and map regional landscape patterns and processes (Roughgarden *et al.* 1991, Kasischke *et al.* 1997, Joint and Groom 2000). For these purposes, satellite imagery presents several advantages over other remote sensing techniques, such as aerial photograph interpretation. Satellite imagery covers larger areas, has a greater spectral resolution, is already in digital format, and is processed more homogeneously across a whole region (*e.g.*, in Fig. 2) and at a lower cost (Fuller *et al.* 1989, Konrad and Rempel 1990, Mumby *et al.* 1999) than alternative methods. So far, satellite image classification has been developed for a wide variety of habitats, including agricultural lands (Oetter *et al.* 2001), forest stands (Rey-Benayas and Pope 1995), grasslands (Lauver and Whistler 1993), and wetlands (see references below). Regarding the latter, peatlands are among the least investigated with satellite imagery, despite the fact that they are dominant landscape elements in many parts of the northern hemisphere and that they are regionally threatened (Gorham 1990, Lappalainen 1996).

Previous work involving wetland satellite image classification focused on wetland delineation and detection of changes in their area extent (Jensen *et al.* 1995, Houhoulis and

Michener 2000, Munyati 2000), biomass estimation or leaf chemical content (Peñuelas *et al.* 1993, Zhang *et al.* 1997), hydrological state evaluation (Kasischke and Bourgeau-Chavez 1997, Shepherd *et al.* 2000), and wetland habitat classification (see references below). Studies that attempted to classify different wetland habitats were mostly restricted to broadly defined habitat types for specific purposes such as quantifying the extent of potential foraging sites for wildfowl (Hogson *et al.* 1987, Herr and Queen 1993, Grenier *et al.* 1994, Tatu *et al.* 1998). Mapped classes were therefore such as marshes, swamps, sedge fens, shrub fens, and shallow water. Some studies even restricted landscape classification to classes as general as wet or upland forests (Sader *et al.* 1995). However, there are exceptions, such as the study of Rutchey and Vilcheck (1994) where 20 classes were mapped to represent the Everglades vegetation. For peatlands, beside its use for detecting water flow (Glaser *et al.* 1981, Glaser 1983), satellite imagery has been investigated for mapping vegetation types (Glaser 1989). However, only a few studies have been successful for mapping many types of peatland habitats (Palylyk *et al.* 1987, Aaviksoo *et al.* 2000, Boresjö Bronge and Näslund-Landenmark 1999). Although not presenting any detail or quantitative information regarding the accuracy of their classifications, these three studies indicated the potential of remote sensing for mapping peatland habitats finely defined.

With the aim of conserving species diversity, there is a clear need to improve our ability to discriminate among similar habitat types. Moreover, if we are to adopt the coarse filter approach, we also need to be able to link habitat types reliably with the occurrence of species (Roughgarden *et al.* 1991, Stoms and Estes 1993, Lewis 1998). Methods have been developed for mapping habitats based on spectral reflectance patterns and establishing the correspondence with plant or animal species occupancy patterns (Scott *et al.* 1993, Lauer 1997, Nøhr and Jørgensen 1997, Fuller *et al.* 1998, Debinski *et al.* 1999, Nagendra and Gadgil 1999). Yet for wetlands, most of the few remote sensing studies that addressed plant species distribution dealt with pure vegetation stands and/or were conducted at 1-2 m above the canopy with field portable spectrometers (Budd and Milton 1982, Peñuelas *et al.* 1993, Zhang *et al.* 1997, Spanglet *et al.* 1998). For conservation purposes, these advances should be scaled up to enable the use of satellite-borne sensor's data for predicting wetland species occurrence and vegetation structure patterns across the landscape.

In this paper, we assess the use of Landsat 7/ETM+ satellite imagery for mapping peatland habitats at spatial scales relevant to regional (1000 km²) diversity management. More specifically, we compare the accuracy of two supervised classification procedures for mapping 13 habitat classes defined *a priori* based mainly on vegetation structure. We also assess how well, compared to environmental variables, our classification represents the vegetation structure and plant species patterns, as well as how distinct and variable are the species compositions of the 13 habitats defined *a priori*.

STUDY AREA

The study area consists of about 5000 km² of lowlands located on the south shore of the St. Lawrence River in the province of Québec, Canada (Fig. 1). It is dominated by marine sands where the maximum altitude is < 150 m asl. In this region, peatlands occur on poorly drained terrains that are located between thin littoral sandy-gravelly strings. Landscapes are dominated by forested (45%) and agricultural (40%) lands (Robitaille and Saucier 1998). Peatlands cover about 4% of this region. They are ombrotrophic or weakly minerotrophic peatlands and therefore dominated by *Sphagnum* mosses.

METHODS

Selection of satellite image

We purchased a Landsat 7/ETM+ scene taken on 14 July 1999, a period coinciding with the full development of most vegetation types in our study area. The image contains radiometric information recorded by a scanner in six spectrally defined channels for 30 x 30 m pixels, as well as two additional channels, one for thermal infrared radiation for 60 x 60 m pixels, and one panchromatic channel for 15 x 15 m pixels (Jones and LeAnn 2000, <http://landsat7.usgs.gov/>). The panchromatic and thermal bands were not used for the classification work due to their low spectral and spatial resolution, respectively.

We proceeded with a single-date imagery classification because of logistical and financial constraints. We believe, however, that this did not impair our ability to discriminate among habitat classes as there are no pronounced differences in plant phenology in peatland habitats, as most shrub species are evergreen, and seasonal herb growth is quite synchronous among species. Moreover, the image was taken at mid-summer season, *i.e.*, when the water

table was likely to be below its maximum (Price 1997, Verry 1997, Van Seters and Price 2001), thereby contributing to an optimized discrimination among habitats.

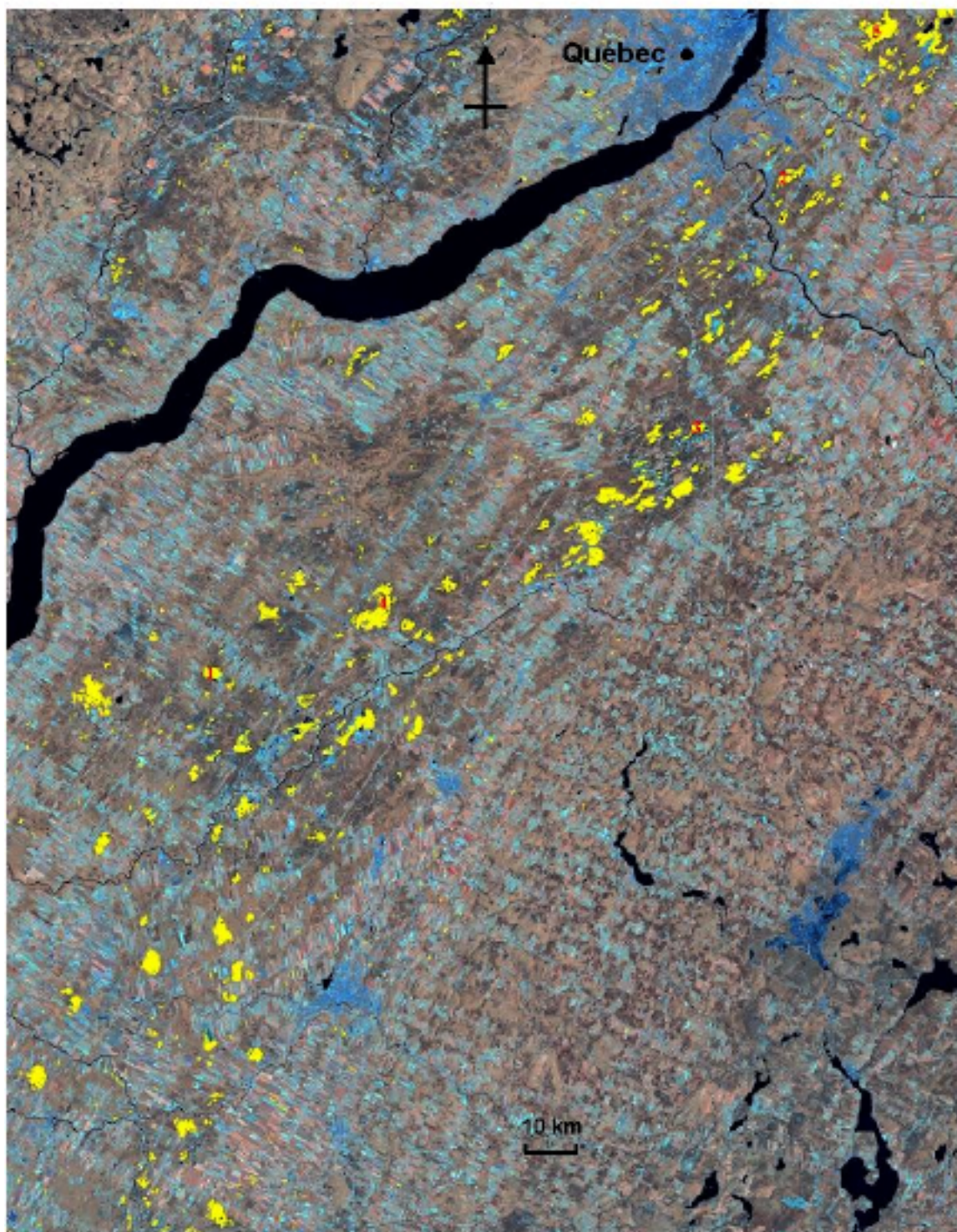


Fig. 1. Study area with peatland polygons (in yellow) resulting from the mask procedure. Numbers correspond to peatlands presented in Figure 2 (in order).

Habitat classes and training sites

We mapped peatland habitats using a supervised classification approach (Richards and Jia 1999). This approach requires that habitat classes be defined *a priori*. The spectral signature (radiance) of a given habitat class is then determined by sampling pixels known to belong to that class, with the help of "training sites" localized in the field. A classification algorithm finally assigns each pixel of the image to one of the habitat classes based on the statistical properties of the radiance data of each habitat class. Following Palylyk *et al.* (1987) and according to the ability of three experts to recognize habitat patterns on aerial photographs, we defined 17 habitat classes based on the structural properties of the vegetation as well as on the tree species that discriminate among the forested habitats. Four of these originally-defined habitat classes were eliminated in early stages of the study due to their rarity or difficult accessibility, leaving 13 habitat classes in the final classification (Table 1; App. 1). We restricted our study to peatlands having less than 50% of their area covered by trees > 4 m high. Cedar (*Thuja occidentalis* L.) and maple (*Acer* spp.) forests on peat were not considered as well as the lagg zone which occurs at the border of peatlands and therefore represents an ecotone.

Table 1. The 13 habitat classes defined *a priori* for the supervised classifications. See Appendix 1 for a more detailed description of each habitat class. The rank of a specific vegetation strata within a habitat type determines its dominance. For example, the larches are dominant in habitat 8 but are more scattered in habitat 9; the density of the tree cover represents the main difference between the two habitat types.

Habitat number	Habitat code	Description
1	SprFor	Spruce forest with open canopy
2	Eric	Ericaceous shrubs
3	Herb	Herbs (including both forbs and sedges)
4	TSedge	Tall sedges
5	Spr	Spruce thickets
6	EriSpr	Ericaceous shrubs with spruce thickets
7	HerSpr	Herbs with spruce thickets
8	LarEri	Larch with ericaceous shrubs
9	EriLar	Ericaceous shrubs with larch
10	LarHer	Larch with herbs
11	HerLar	Herbs with larch
12	SprPool	Spruce thickets with pools
13	LawnPool	Lawn with pools

Training sites were located in 15 different peatlands that were between 60 and 756 ha and that were chosen in order to cover the entire range of the 13 habitat classes defined *a priori*. Training sites were selected with the help of aerial photographs followed by ground-truthing conducted in the fall of 1999. The minimum area of training sites was 0.5 ha, *i.e.*, about 6 pixels. The geographical location of each training site was determined with a Differential Global Positioning System (DGPS) receiver (spatial precision of <2 m). Following the ground-truthing of those training sites, 1021 pixels were sampled on the non-geo-referenced satellite image for an average (\pm SD) of 79 ± 42 pixels per habitat class. This number of pixels was considered sufficient because only one class (LawnPool) had less than 50 sampled pixels (*ca.* 28 pixels; Richards and Jia 1999). For this step, DGPS locations of training sites were positioned on the geo-referenced satellite image using ArcView GIS software (ESRI 1996). Information from this geo-referenced image was transposed visually on the non-geo-referenced satellite image. We are confident that this method did not bring any bias into our sampling of training sites since these were located within large homogeneous zones that were easily recognizable on both images. Pixels corresponding to the training sites were not sampled on the geo-referenced image to avoid spatial distortion of individual pixels, in order to keep the proportions of each class on the image unchanged (*cf.* Richards and Jia 1999).

Distinguishing peatlands from the matrix

Before classifying peatland habitats, we built a mask in order to isolate the pixels corresponding to peatland habitats from the rest of the image. Each pixel of the image was thus assigned to one of two superclasses : peatland or non-peatland habitat. The spectral signature of the peatland superclass was based on the training sites sampled in 11 of our 13 peatland habitat classes (Table 1). Indeed, for the mask procedure, habitat 1 (*Spruce forest with open canopy*) and 12 (*Spruce thickets with pools*) were excluded from the peatland superclass because they tended to overestimate the surface area of peatlands. These two habitat classes were nevertheless considered when classifying peatland habitats thereafter and are thus part of the resulting habitat maps.

The non-peatland superclass was composed of two classes : a hydrographic class corresponding to rivers and lakes, and a generic class corresponding mainly to forests, urban areas, and agricultural lands. The spectral signature of the hydrographic class was determined by sampling pixels from water bodies located in all parts of the image, whereas the spectral signature of the general class was determined by sampling 1000 pixels randomly over the entire image. It follows that this procedure can capture “peatland” pixels, but compared to the total extent of other land cover types on the entire image, their contribution to the statistical properties of the spectral signature of the general class was likely to be small.

Each pixel of the image was attributed to either the peatland or the non-peatland superclass according to normal maximum likelihood functions, which were calculated to discriminate between the two superclasses. When the ratio between the functions for the peatland and non-peatland superclasses was greater than a certain threshold, the pixel was assigned to the peatland superclass. This threshold was set at 25 after conducting 50 experiments and evaluating the resulting peatland boundaries using aerial photographs. For a pixel to be ultimately classified as peatland habitat, an additional condition had to be met : pixels identified as peatland habitat using the spectral threshold approach also had to be part of a cluster of at least 55 contiguous pixels of peatland habitat, which corresponds to a peatland of at least 4.95 ha in size. This was done to avoid small river banks and other, non-peatland habitats to be included in the mask. The last step of the mask construction consisted in converting groups of 6 contiguous pixels classified as non-peatland habitat to peatland habitat, providing that these occurred within peatland polygons. The threshold was set at 6 pixels in order to keep mineral outcrop or densely forested peatland islands out of our peatland classification.

Distinguishing habitats within peatlands

Once the mask was built, two approaches were tested for classifying within-peatland habitats. The first approach (ML) was a typical multivariate Gaussian-based maximum likelihood function that assigned to each peatland pixel the habitat class showing the closest 6-waveband radiance properties based on training sites (Richards and Jia 1999). The second approach (WML) accounted for positive spatial autocorrelation among neighboring pixels and thereby incorporated contextual information found in peatland polygons to estimate the most likely class of membership for each pixel. Technically, for each pixel of a given peatland

polygon, a set of probabilities that the pixel belongs to each of the habitat class was first calculated using a maximum likelihood classifier. This information was then used to estimate the relative proportions of each habitat class in the peatland polygons by way of a maximization-expectation algorithm that solved a system of functions adapted from Fortier's (1992) best linear corrector (see Fortier 1999 for details). These proportions (or probabilities of occurrence) finally served as priors⁴ for a second round of maximum likelihood classification of the pixels pertaining to a given peatland polygon. Therefore, the WML approach proceeded on a per-peatland basis as opposed to the ML approach, which conducted the classification on a per-pixel basis over the entire image in a single step. The two classifications were performed using the CEPIX module of the SURVOL software (Fortier and Careau 2000). The last image-processing step consisted in rectifying the classified image to a Universal Transverse Mercator (UTM) map projection using a nearest-neighbor resampling method (Richards and Jia 1999).

Validation of the habitat maps

We validated the results of the two image classifications based on a "blind" ground-truthing that spanned the entire summer of 2000. During that period, we visited 92 peatlands within the study area, and haphazardly recorded 626 DGPS locations, using a Trimble Pathfinder Geoexplorer III. We associated a habitat class to each of these locations in the field by visual identification. This was consistent with how we categorized the training sites, that is, qualitatively instead of quantitatively using vegetation relevés.

To assess the performance of our image classifications, we then built an error matrix that compared the habitat classes identified in the field with those that had been classified on the image under each classification method, and this for each of the 626 DGPS locations. We could not calculate classification errors on a pixel by pixel basis (Congalton 1991) because (1) according to 40 check points in the field, there was a mean (\pm SD) spatial error of -1.6 pixels along the East-West axis and of 2.0 pixels along the North-South axis on the geo-referenced classified image, and (2) the peatland habitats were defined so finely that they rarely occurred as pure, large homogeneous zones. We therefore considered an area of 3×3 pixels, for which the bottom-right pixel corresponded to each of the 626 DGPS locations transferred on the geo-

⁴ The term priors refer to estimates that serve as an initial basis for the calculation of probabilities.

referenced classified image, and contrasted the habitat class identified in the field to the percent cover of each habitat class found within the reference zone of 3 x 3 pixels (0.8 ha). Note that this area was smaller for DGPS locations that occurred near the border of peatlands. Because we considered nine pixels on the classified image to be compared with the habitat identification made on a one pixel basis in the field, we could not calculate commission errors, *i.e.*, verify if the habitat class attributed to each classified pixel corresponded to the habitat class determined in the field. On the other hand, we could still assess the likelihood of omission errors, *i.e.*, the inability of the classification to detect the field occurrence of a habitat class.

We assessed the classification accuracy with an additional procedure that compared the accuracy results obtained at the 626 DGPS validation locations with the results we would have obtained if the reference zones were randomly positioned among all peatland polygons. This comparison should indicate how probable it is to get results as good as the ones we obtained just by chance. More specifically, we calculated the number of reference zones of both types having 0, 1, 2 and up to 9 pixels of each habitat class. We then built relative frequency distribution curves comparing the probability for each habitat to occur in a certain amount when squares of 3 x 3 pixels corresponded to the validation locations and when squares were randomly sampled.

Vegetation surveys

Map accuracy does not provide any information on how well the diversity of plant species are depicted by the habitat classes. We therefore performed detailed vegetation surveys for each of the 13 habitats to determine whether maps could be reliable indicators of plant species occurrences. Vegetation surveys were conducted from June 6 to September 7, 2000. A total of 252 pixels (mean \pm SD = 19.4 \pm 0.7 pixels per habitat class) were sampled randomly within 92 different peatlands. For a pixel to be chosen, it had to be surrounded by at least 8 pixels of the same habitat class to avoid confounding effect due to spatial error in the field. Site accessibility and field sampling efficiency were additional constraint for the selection of sampling pixels. Sampled pixels were located with a DGPS receiver.

For each sampled pixel, we evaluated the vegetation structure in a 20 x 20 m quadrat. Vegetation structure was defined according to 18 strata: water, litter, upright mosses,

horizontal mosses, liverworts, lichens, three *Sphagnum* sections: *Acutifolia*, *Cuspidata*, *Sphagnum*, ericaceous shrubs, *Carex*, other sedges, herbs, shrubs, birch (*Bet pop*), pine (*Pin str*), spruce (*Pic mar*), larch (*Lar lar*; codes are defined in Appendix 2). The percent cover of these vegetation strata was estimated visually while walking across the entire 400 m² quadrat. Percent cover was estimated in seven classes : **1** : <1%, **2** : 1-5%, **3** : 6-10%, **4** : 11-25%, **5** : 26-50%, **6** : 51-75%, **7** : 76-100%. The midpoint of each class was used in statistical analyses. We also sampled plant species composition by estimating the percent cover of each species, including mosses, liverworts, and lichens to the nearest 1% in three circular plots of 0.65 m² that were haphazardly distributed within the sampled pixel. For that, we simply threw three plastic rings in different directions within the 20 x 20 m sampled area.

Vegetation data analysis

We used a partial ordination approach to assess how well the habitat classes defined *a priori* for this study reflect the vegetation patterns we observed in the field. More specifically, partial ordinations allowed us to partition the amount of variation in the species occurrence and in the vegetation structure that could be accounted for by the 13 *a priori* defined habitat classes as well as by some environmental and spatial variables (see the caption of Fig. 5 for the list of variables; Borcard *et al.* 1992, Legendre and Legendre 1998). We used Canonical Correspondence Analysis (CCA) and Redundancy Analysis (RDA) to model the relationship between species composition or vegetation structure and the explanatory variables (habitat classes, environmental and spatial variables), respectively. Ordinations were computed using Canoco 4.0 (ter Braak and *_milauer* 1998). We based our decision upon which type of ordination to run on the results of a Detrended Correspondence Analysis (DCA) that showed a large gradient for species data (maximum length of 5.0) and a small one for vegetation structure data (maximum length of 1.8). Ordination methods were thus based on two assumptions for responses to environmental variables and two corresponding approaches to modeling the species and structural data -- a unimodal response with CCA, and a linear response with RDA, respectively. We omitted species with less than three occurrences (in CCA) and we log-transformed cover values (in CCA and RDA). Environmental variables related to chemical component concentration were log-transformed for both the species (CCA) and the structure data (RDA) analyses. In RDA runs, centering and standardization by species, but not by samples, were used (ter Braak and *_milauer* 1998).

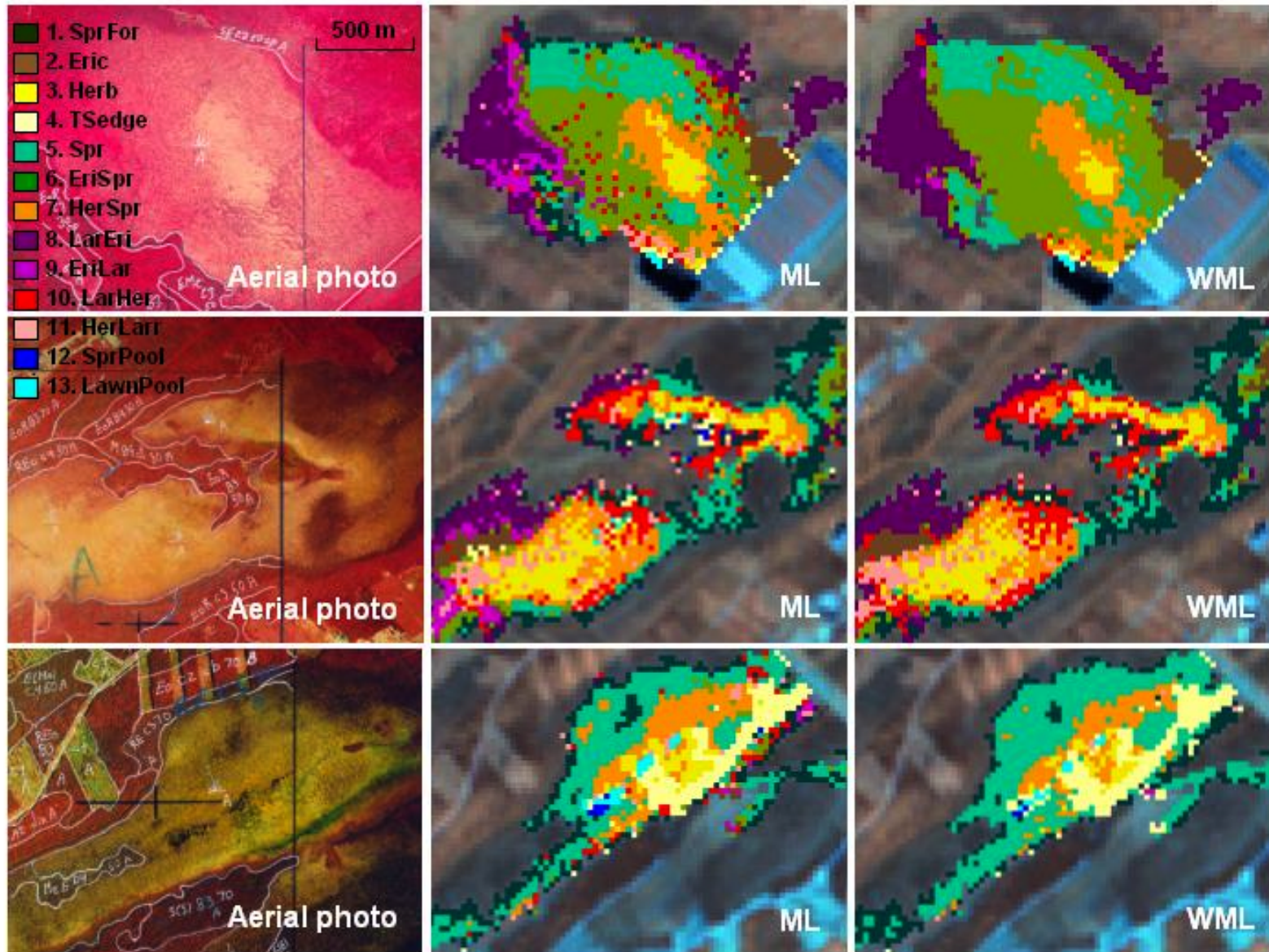
We used the sample scores resulting from the CCA to construct a plot showing the distinctiveness and variability of the habitat classes based on their species assemblages. We also produced a species bi-plot to identify which environmental variables and individual species were associated with the most distinct habitat classes. For the sample plot and the species bi-plot, we focused the scaling on inter-sample and inter-species distances, respectively (ter Braak and Milauer 1998).

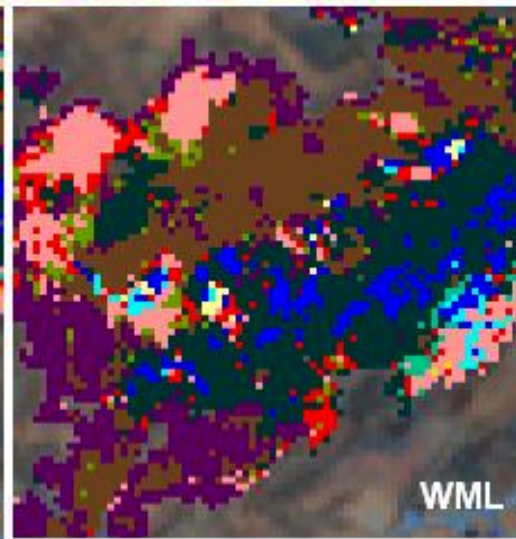
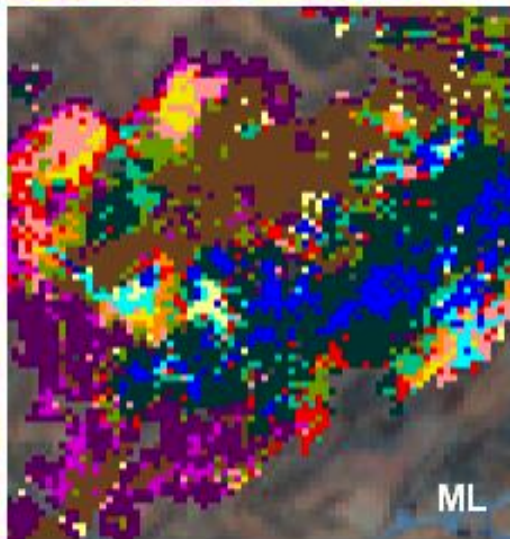
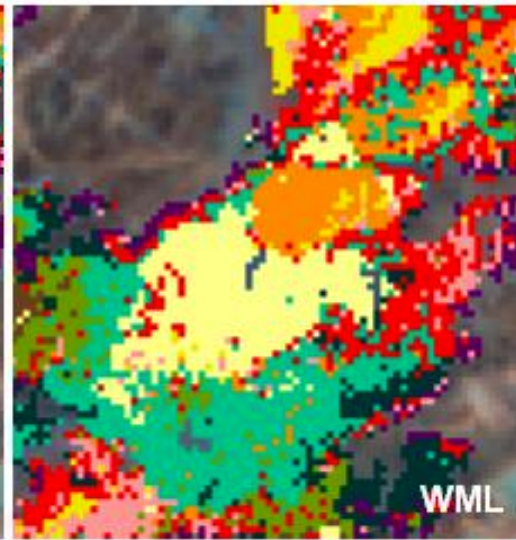
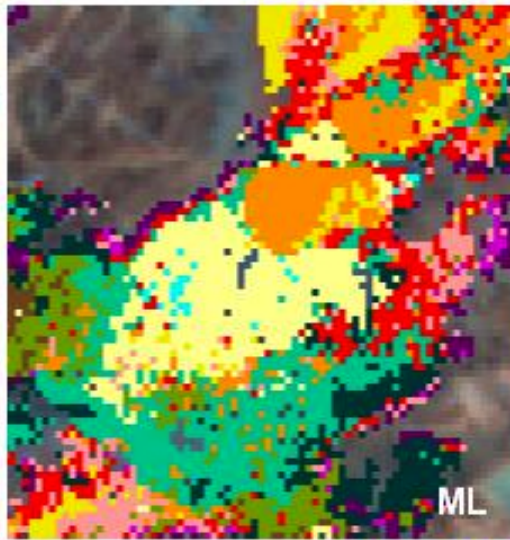
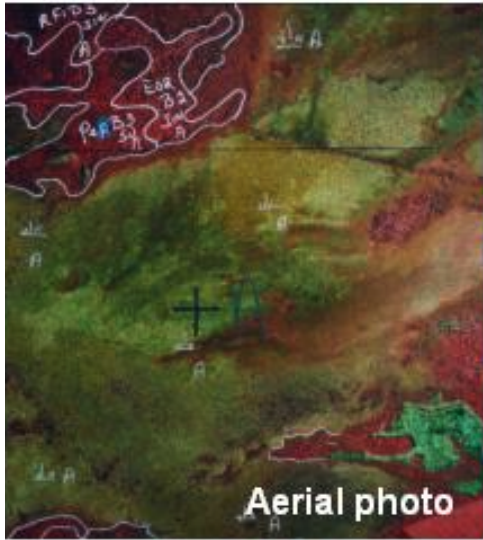
RESULTS

The mask procedure revealed 629 peatland polygons covering 18 103 ha, 73% of these being smaller than 20 ha (328 peatlands being smaller than 10 ha and 135 between 10 and 20 ha; Fig. 1). There were 124 (20%) peatlands between 20 and 100 ha and 27 (4%) peatlands between 100 and 200 ha. Only 15 (2%) peatlands were larger than 200 ha with the largest one being 756 ha. Figure 2 depicts some examples of peatland polygons classified with both the ML and WML procedure. The latter classification, which tends to agglomerate isolated pixels, did not present as much “salt and pepper” effect as the ML classification.

The two following pages:

Fig. 2. Land-cover classifications of five peatlands representing the 13 *a priori* defined habitats. Both the maximum likelihood classification (ML) and maximum likelihood function weighted by the proportion of each habitat class within peatlands (WML) are shown for each peatland along with their corresponding aerial photograph. Readers with some photo-interpreting skills will notice a relatively good correspondence between the patterns on the aerial photographs and the ones that emerged from both classifications. Habitat codes are defined in Table 1. See Figure 1 for the location of the five peatlands in the study region.





Validation of the habitat maps

Habitat maps resulting from the two classification procedures represented well the habitats we identified during our visit of 92 peatlands (Tables 2A, B). According to the diagonal entries indicating correct classification, all but one habitat class identified in the field (columns) corresponded to the dominant classified habitat in the 3 x 3 corresponding pixel zones (rows). For example, 54% of the 258 pixels corresponding to the 33 locations identified as *Spruce forest with open canopy* (SprFor) in the field were classified as such on the satellite image, a result that is far from being negligible when we consider the habitat heterogeneity that characterizes the peatland we surveyed and the extent of the reference zone (Table 2A). *Lawn with pools* (LawnPool) was the only habitat for which the most abundant classified habitat in the reference zones was not of the same type (Table 2A), probably because this habitat was restricted in its distribution, thus rarely covering 3 x 3 pixels or more.

Not only was there a good agreement between the habitats identified in the field and the corresponding classified habitats, but when there was a lack of fit, it was usually biased toward habitats that are structurally alike. For instance, for the 57 DGPS positions identified in the field as *Spruce thickets* (Spr), the other most abundant habitats classified with the ML procedure in the corresponding 43 ha, were *Ericaceous shrubs with spruce thickets* (EriSpr), *Herbs with spruce thickets* (HerSpr) and *Spruce forest with open canopy* (SprFor), all habitats most alike to Spr (Table 2A).

Independently of the classification procedure (ML or WML), three pairs of habitats seemed to be confounded: EriLar with LarEri, Herb with HerLar, SprPool with SprFor (Tables 2A, B). We believe that this confounding partly reflects the tendency of these habitats to occur together. The two habitats representing *Larch with herbs* (LarHer) and *Lawn with pools* (LawnPool) are the ones that showed the weakest fit with classified habitats, but again this comes partly from the fact that these habitats rarely cover a large extent in the field so that it is normal to get some contamination within the reference zones of 3 x 3 pixels.

Table 2. Error matrices based on 626 Differential GPS locations for the validation of 13 peatland habitats classified with A) a maximum likelihood function method (ML) and B) a maximum likelihood function weighted by the proportion of each habitat class within peatlands (WML). Each of the 626 DGPS positions is compared to a reference zone of 3 x 3 pixels on the classified image. The bottom-right pixel of these reference zones corresponded to the DGPS validation location. Numbers represent the percentage of pixels in the reference zones that have been classified (lines) as the same habitat class as the one recognized in the field (columns). Diagonal entries indicate correct classification and Nb pixels represents the number of pixels considered on the classified image for all of the 626 DGPS positions. Some reference zones located near a peatland edge were less than 9 pixels (0.81 ha) large which explains why the number of pixels is not always a multiple of 9. Numbers in brackets correspond to the number of DGPS positions for each habitat class. Habitat codes are defined in Table 1.

A)

	SprFor	Eric	Herb	TSedge	Spr	EriSpr	HerSpr	LarEri	EriLar	LarHer	HerLar	SprPool	LawnPool
SprFor	54	0	1	2	11	6	4	2	4	4	4	32	1
Eric	3	47	6	1	2	8	0	5	13	5	3	1	4
Herb	0	1	35	18	3	1	11	3	0	8	10	0	9
TSedge	2	8	14	43	3	2	8	1	2	12	7	2	28
Spr	18	2	2	6	47	10	16	0	2	7	3	8	10
EriSpr	3	20	3	6	11	48	5	2	7	1	5	0	3
HerSpr	3	3	9	6	16	8	43	3	6	9	8	0	5
LarEri	9	6	1	1	1	3	0	66	21	8	4	1	4
EriLar	1	7	0	0	1	4	0	9	40	6	5	0	0
LarHer	5	2	6	7	4	8	6	7	2	26	14	2	1
HerLar	0	4	23	9	2	1	4	4	3	11	35	0	8
SprPool	1	0	0	1	0	0	2	0	0	2	0	51	6
LawnPool	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	20
Nb pixels	258	586	454	363	479	481	636	239	262	449	595	169	159
DGPS pts	(33)	(68)	(54)	(43)	(57)	(56)	(77)	(36)	(33)	(58)	(72)	(20)	(19)

Table 2. Suite

B)

	SprFor	Eric	Herb	TSedge	Spr	EriSpr	HerSpr	LarEri	EriLar	LarHer	HerLar	SprPool	LawnPool
SprFor	59	1	1	2	13	9	5	0	1	3	3	43	6
Eric	3	53	9	1	1	8	0	10	11	5	6	1	4
Herb	2	1	28	17	1	1	10	3	0	7	8	0	6
TSedge	2	8	12	45	2	2	7	0	2	12	7	4	30
Spr	13	1	2	6	45	6	16	0	3	10	2	8	8
EriSpr	3	20	3	5	15	54	6	4	5	1	1	0	0
HerSpr	0	2	12	5	17	7	46	3	6	5	8	1	5
LarEri	9	7	1	1	1	3	0	71	31	9	5	1	4
EriLar	0	2	1	0	0	3	0	0	32	3	1	0	0
LarHer	4	2	6	6	3	3	5	3	3	27	9	1	3
HerLar	5	5	26	12	2	4	3	6	7	16	51	0	12
SprPool	1	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	41	13
LawnPool	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11
Nb pixels	258	586	454	363	479	481	636	239	262	449	595	169	159
DGPS pts	(33)	(68)	(54)	(43)	(57)	(56)	(77)	(36)	(33)	(58)	(72)	(20)	(19)

Although the two classification procedures led to similar overall error matrices, there were some differences on the basis of individual habitat classes. When comparing the numbers on the diagonal between the two matrices, one can see that the WML procedure classified better some habitats, usually common ones, at the expense of others (Fig. 3). This is due to the fact that the WML classification procedure takes into account the proportion of each habitat within a peatland polygon when calculating the probability of a pixel to be classified as a certain habitat type. This means that when a habitat class is rare, the probability that a pixel be classified into this habitat class is lower than if we would not consider its relative abundance. However, the WML procedure had the advantage of eliminating isolated pixels that were common in the classification resulting from the ML procedure (Fig. 2).

Reference zones contained more classified pixels of the habitat class identified in the field than expected by chance (Fig. 4). For example, even though only 20% of the actual LawnPool habitat pixels were correctly classified by the ML procedure, 50% of these reference zones had between one and six pixels classified as LawnPool habitat, whereas it was very unlikely to obtain more than one pixel of LawnPool habitat when randomly sampling the peatlands. This situation occurred for all habitat classes.

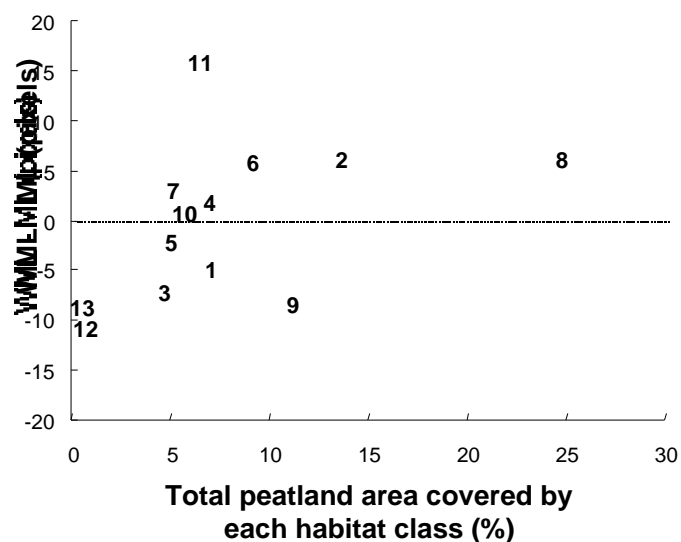


Fig. 3. Difference in accuracy between the maximum likelihood (ML) and the weighted maximum likelihood (WML) classification procedures as a function of habitat rarity. Negative numbers indicate that for a specific habitat, well classified pixels were less numerous for the WML procedure than for the ML procedure and vice-versa. Rarity is expressed as the percentage of the total peatland area covered by each habitat class. Data points were replaced by numbers referring to the habitat classes; see Table 1. Spearman correlation coefficient, $r_s = 0.57$.

Both image classifications were probably more accurate than suggested by error matrices, because habitats were likely misclassified occasionally in the field. To assess these potential field identification errors, three persons independently assessed the habitat class at 427 out of the 626 validation locations. Eighteen (4%) locations showed no agreement among the three persons, whereas 117 (27%) and 292 (69%) were the subject of agreement by two and three observers, respectively. Those agreement rates were better than expected by chance (*Cohen's kappa* indices ranging from 0.61 to 0.79, Agresti 1996). The assessments by the most experienced field-worker were used for analyses. Given this additional information, we are confident that our validation method using reference zones was appropriate.

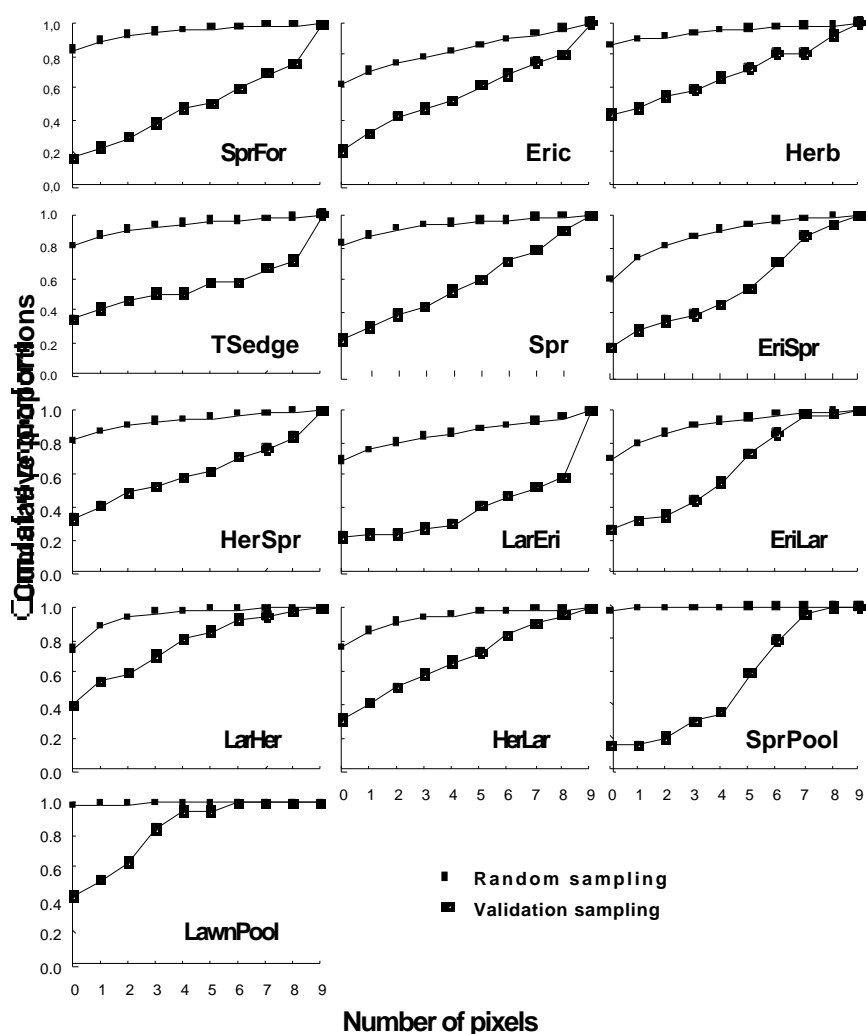


Fig. 4. Cumulative relative distributions of the number of pixels of each habitat type, as classified by the maximum likelihood (ML) classification, in 14 030 squares of 3 x 3 pixels sampled randomly among all peatlands (■) and in squares of 3 x 3 pixels which bottom-left pixel corresponded to the 626 validation locations (●). The area between the two curves is proportional to the improvement of the classification over a random distribution of habitat classes. Since both classification procedures gave similar results, we present the frequency distribution curves for the ML procedure only. Habitat codes are defined in Table 1.

Vegetation data analysis

Among the 252 pixels sampled in the field, we recorded a total of 128 species (App. 2). When all three groups of explanatory variables (habitats, environmental and spatial variables; see Fig.5 for details) were used, 31.9% of the variation in species abundance could be explained compared to 49.9% for the structure data (Fig. 5). This difference stems partly from the fact that there were 93 species but only 18 structure classes. Noise caused by quadrats where a species was rare or absent was thus more important in the species data than in the structure data. The unbalanced number of species compared to the number of strata representing the vegetation structure therefore prevented the direct comparison of the amount of variation explained by the habitat classes for these two data sets. We accordingly had to quantify the explanatory power of the habitat classes on a relative basis with the environmental and spatial variables.

Variance partitioning through ordination (CCA) revealed that of the 31.9% of the variation in the species data explained by the three groups of explanatory variables, 9.6% could be ascribed solely to habitat classes, 9.5% to environmental variables, and only 0.9% to spatial variables; the three groups shared 1.5% of the variation (Fig. 5). For the structure data analysis, the ordination (RDA) showed that of the 49.9% of the total variability explained by the three groups of explanatory variables, up to 14.3% could be attributed solely to habitat classes compared to 8.7% for environmental variables, and only 1% for spatial variables; the three groups shared 3.1% of the variation (Fig. 5). These results indicate that the 13 *a priori* defined habitat classes were as good as the 15 environmental variables at explaining the distribution of species, whereas for the vegetation structure patterns, the habitat classes performed 1.6 times better than the same environmental variables.

According to the CCA, the habitats dominated by ericaceous shrubs as well as the most forested habitats were similar in terms of their species assemblages (Fig. 6a). For example, common species to all these groups were *Kalmia angustifolium*, *Ledum groenlandicum*, *Polytrichum strictum*, *Sphagnum fuscum* and *S. capillifolium* (Fig. 6b; App. 2). SprPool, LawnPool and associated species *Drosera rotundifolia*, *Nuphar lutea ssp. variegatum*, *Rhynchospora alba*, *Utricularia cornuta*, *Cladopodiella fluitans* and *Sphagnum cuspidatum* (Fig. 6a, b; App. 2) were well-separated from the previous group. Although less contrasted than habitats characterized by pools, habitats with herbs also presented quite distinct species

assemblages, especially the habitats designated as *Herbs*, *Tall sedges* and *Larch with herbs* (*Herb*, *TSedge*, *LarHer*; Fig. 6a). These herb-dominated habitats tended to be richer in mineral elements (Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++}), less acidic and wetter (compared to other habitats), which favored vascular species like *Carex exilis*, *C. limosa*, *Menyanthes trifoliata*, *Pogonia ophioglossoides*, and *Scheuchzeria palustris* as well as *Sphagnum* species like *S. fallax*, *S. majus*. and *S. papillosum* (Fig. 6b; App. 2).

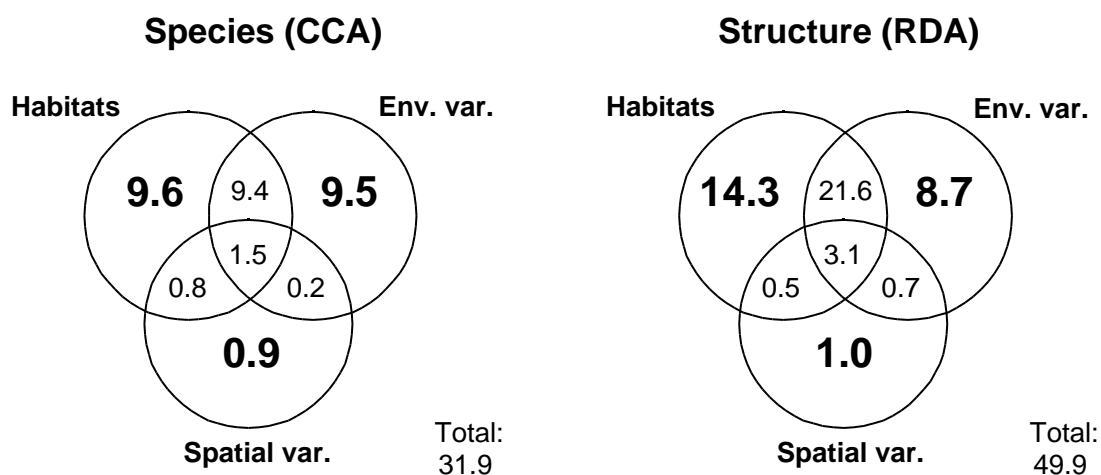


Fig. 5. Venn diagrams representing variance partitioning among three groups of explanatory variables, namely habitat classes, environmental measures, and spatial variables, using ordination methods. CCA and RDA were used to model the relationship between the species composition (93 species) or the vegetation structure (18 strata/grouping) and the explanatory variables, respectively. Habitat classes are defined in Table 1. Environmental variables included (1) water table depth, (2) shade cover on ground layer by herbs, sedges, shrubs and trees, (3) height of the four highest trees around each 0.65 m² plots, (4-5) pH and water chemical conductivity at the water table level, (6-15) concentration of K^+ , Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} , Al^+ , P, NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^- . Variables 1-3 were first measured in each of the three 0.65 m² plots contained in the 20 m x 20 m pixel quadrat for the species composition ordination, and then averaged on a pixel quadrat basis ($n = 252$ quadrats) for the vegetation structure ordination. Water samples were kept frozen (-4°C) until pH and chemical component concentrations were measured in the laboratory. Chemical conductivity was measured in the field and corrected for H^+ activity according to Sjörs (1952). For variables 6-15, water samples were first filtered. K^+ , Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} , Al^+ and P were dosed by atomic emission using a ICP, model P40 (Perkin-Elmer). NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^- were analysed by the Flow Injection Analysis with a Quickchem4000 (Lachat). The spatial variables were UTM coordinates. Their weak explanatory power indicates that there was no geographic bias in the vegetation sampling effort.

Herb-dominated habitats were also the most variable ones as shown by the error bars on Figure 6a. By contrast, the species composition of habitats dominated by ericaceous shrubs was easily predictable. Even though the habitat *Larch with ericaceous shrubs* (LarEri) was not so distinct from the rest of the habitats, its location tended to be more at the margin of the peatlands, which brought it to be richer in base cations such as measured by higher concentrations of Ca^{++} and to shelter species like *Nemopanthus mucronatus* and *Viburnum nudum* var. *cassinoides* (Fig. 6b; App. 2).

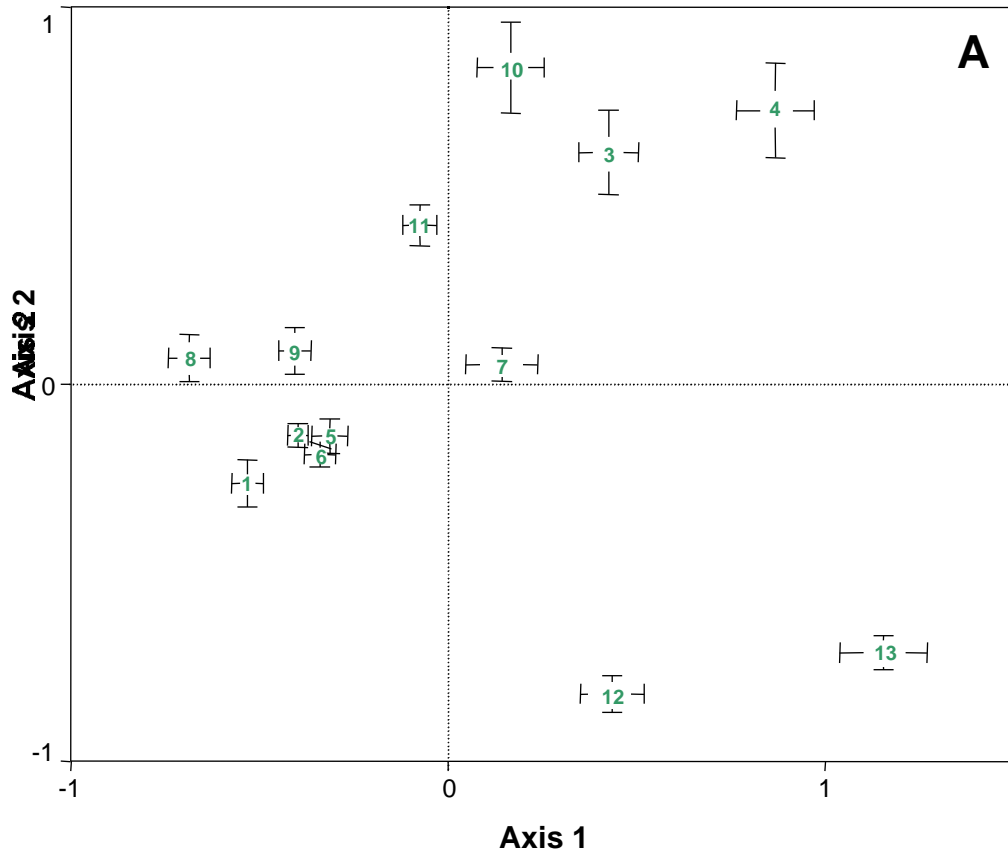


Fig. 6. Influence of habitat classes and environmental measures on the species composition (93 species) quantified in the 252 pixel vegetation quadrats. (A) CCA ordination plot showing the mean (\pm SE) of samples scores for each habitat class (19 n 21 pixel vegetation quadrats per habitat class), and (B) CCA ordination bi-plot showing the species and environmental variable scores (see Fig. 5 for variable definitions). The first and second axis explained 7.3% and 5.9% of the variation, respectively. The three first letters of the species codes correspond to the gender and the last three to the species. *Sphagnum* species are in capital letters. Species were displayed according to their fit and weight (see the option “rules of visibility” of CanoDraw users guide, _milauer 1992). Habitats are defined in Table 1 and represented by numbers 1 to 13. See App. 1 for species list. Species listed at the bottom left of the graph correspond to the unlabelled point in the center of the bi-plot.

(*e.g.*, Buteau 1989). However, our study also indicates need for caution when associating peatland habitats to polygons smaller than 10 ha as some land-cover types can produce similar radiance and thus bring noise in the mapping process. For instance, we recorded that some of our small polygons located under hydroelectric lines and on some river sides had been mistakenly classified as peatland habitat while only presenting some characteristics of the latter (*e.g.*, moist ground with few *sphagnum* patches). It follows that more detailed ground-truthing should be conducted before small polygons be considered as potential conservation units. Nevertheless, small polygons should not be ignored for peatland conservation purposes since small peatlands can show very high plant species diversity, kettle holes being one of the best examples (*e.g.*, Lindholm and Vasander 1983).

ML vs WML: comparing the classification procedures

Here, contextual classifier (which takes into account the radiance value of surrounding pixels; WML) was not better, globally, than the standard maximum likelihood approach (ML) as both classification procedures had approximately the same overall accuracy. Similar slight accuracy improvements, in the range of a few percent, have already been encountered in studies utilizing contextual classifier (Thunnissen *et al.* 1992, Hubert-Moy *et al.* 2001). However, in our case, common habitats were better classified with the WML procedure, whereas rare habitats were better represented with the ML procedure. This was partly linked to the fact that the WML procedure led to a more homogeneous classification containing less isolated pixels or small clusters of pixels of a certain habitat class. Because of the spatial error on the geo-referenced classification, we could not assess directly through our validation work whether the loss of these individual pixels constituted an improvement or not. However, from our field experience, we believe that some habitats are unlikely to occur on an individual-pixel basis within a contrasting habitat class, especially if their hydrological state is different. Thus, even though the WML procedure underestimates the rarest habitats, it avoids mapping less probable habitats and eliminates salt and pepper noise. When it comes to the identification of potential conservation units, the WML classification procedure should be preferred since it avoids classifying rare habitats when their spectral distinctiveness is not high enough to compensate for their small extent. As most conservation approaches aim to maximize the complementarity of sites (Pressey *et al.* 1993, Pressey *et al.* 1997), the site-selection

algorithms would then have to search for sites where the extent of rare habitats is more important, ensuring the conservation of all habitats more safely.

Validation constraints

The combined problem of a high heterogeneity of peatland habitats at small spatial scales (< 1 ha) and of a spatial error on the geo-referenced, classified image prevented us from conducting the validation assessment (*i.e.*, build an error matrix) on a pixel by pixel basis. Aaviksoo *et al.* (2000), who faced the same problem when classifying 11 peatland habitats in Estonia, opted not to evaluate systematically the accuracy of their classification, giving only approximate estimations. We first tried to circumvent the location error problem by recording in the field validation points in relatively homogeneous zones, and this, even though restricting the assessment to homogeneous zones can lead to optimistic results (Hammond and Verbyla 1996). We, however, did not succeed with this strategy as most of our validation points ended up being in heterogeneous zones of at least two classes of habitats. In fact, our random sampling of 14 030 squares of 3 x 3 pixels on the image classified with the ML procedure (and corresponding to 0.8 ha in the field) showed that only a small proportion (13%) of these reference zones contained only one habitat class. To our knowledge, very few published studies have conducted classification work with such a large number of heterogeneous classification units.

Studies on classification accuracy assessment (validation) have acknowledged that spatial errors can lead to an underestimation of the spectral accuracy of classified images, particularly in presence of a large number of heterogeneous classification units (Hammond and Verbyla 1996, Stehman and Czaplewski 1998). Yet, only cluster sampling has been used so far to deal with the impossibility to assess the accuracy of a classification on a pixel by pixel basis (Cibula and Nyquist 1987, Stenback and Congalton 1990, Watson and Wilcock 2001). This method, which is in fact pseudo-cluster sampling by comparison with true cluster sampling used to reduce map accuracy evaluation costs (Todd *et al.* 1980, Martin 1989, Martin and Howarth 1989, Stehman and Czaplewski 1998), consists in sampling clusters of 3 x 3 or 5 x 5 classified pixels and in considering the latter well classified when the dominant class of the clusters, or at least one pixel of the clusters, corresponds to the class observed in the field. This “dichotomized” categorization of clusters, however, does not take advantage of the information conveyed by the specific composition of the clusters (*i.e.*, the amount of cover

of each class in a cluster). Again in our aim to circumvent the spatial-error problem, we accordingly applied a method that compared the likelihood of observing a certain amount of a given habitat class in clusters used to validate the classifications and in clusters selected at random over all peatland polygons. Such comparisons indicated that validation clusters contained more of the targeted habitat than randomly selected clusters, and this for all of our habitat classes, and thereby increased our confidence that our error matrices were meaningful. This additional analysis conducted to complement our non-standard error matrices can be seen as one answer to Congalton's (1996: 127) plea that «...work is needed to go beyond the error matrix and introduce techniques that build upon the information in the matrix and make it more meaningful...».

Note that fuzzy sets, which are another means of extracting additional information from traditional error matrices (Gopal and Woodcock 1994, Muller *et al.* 1998), could not be applied in our study. This is because the method requires that one can determine whether a pixel or cluster of pixels has been well classified or not using a linguistic scale such as: absolutely right, good answer, reasonable answer, understandable but wrong and absolutely wrong. However, the way we defined classes prevented such ranking without involving a great deal of subjectivity. For example, would the class defined as *Herbs with spruce thickets* (HerSpr) be closer to the class characterized by *Herbs* (Herb) or to the class defined as *Ericaceous shrubs with spruce thickets* (EriSpr)? Such a situation is often encountered in remote-sensing studies, and makes us believe that our validation method supplementing the error matrices was more informational, or at least more quantitative, than any fuzzy matrix procedure.

Vegetation patterns

Ecological mapping procedures based on supervised classification involves the *a priori* definition of habitat classes, and therefore inevitably implies some subjectivity. Even though supervised classification techniques are widely applied in remote sensing studies, the explanatory power of the different habitat classes with respect to relevant ecological attributes (*e.g.*, species composition or vegetation structure) is rarely quantified. We nevertheless are of the opinion that such an evaluation is critical if the results of the classification are going to be applied to land management or conservation problems. The detailed vegetation surveys we conducted enabled us to proceed with such an assessment, which revealed that the 13 habitat

classes were defined precisely enough to explain a large part of the plant species assemblages and vegetation structure variation, at least as much as the 15 measured environmental variables could explain. We therefore believe that our habitats are good surrogates for peatland management and conservation purposes, at least regarding vegetation diversity.

In addition, the detailed vegetation surveys allowed us to determine the range of variation among habitats in terms of plant species assemblages and vegetation structure. This information is of considerable value when it comes to decide whether all habitats should deserve an equal level of protection and determine the amount of habitat to set aside for conservation. In fact, information about the distinctiveness and variability of habitats can be coupled with other criteria, such as habitat rarity and vulnerability, to estimate some habitat-specific weighting factor that will set conservation targets (*e.g.*, the proportion of initial habitat cover to be protected; see Pressey and Taffs 2001). For example, peatland habitats with pools should be favored if conservation procedures would be implemented in our study area because of their high distinctiveness and low aerial extent (Poulin *et al.* 1999, this study). Moreover, habitats dominated by herbs, especially the three classes *Herbs* (Herb), *Tall sedges* (Tsedge) and *Larch with herbs* (LarHer) should be favored as well since they are relatively distinct and present more variation in their species composition. This variation might complement species diversity as a measure to be taken into account for conservation purposes since these two variables are not necessarily correlated. Indeed, Vitt *et al.* (1995) found that fens were not individually richer in bryophyte species than bogs but were more variable from site to site, therefore presenting a higher diversity of species when a group of sites is considered. In our case, more peatlands containing herb habitats should be preserved if we want to capture the different species associated with their high β diversity (Whittaker 1977, Noss 1983). Detailed surveys are thus not only useful for assessing the classification accuracy but are additional tool helping to set conservation priorities for maximizing biodiversity in selected reserves. As peatlands are dynamic system evolving in time from fens to bogs, successional sequences should also be considered when planning conservation actions.

CONCLUSION

The final product of classification studies like this one is a map of landscape features, in our case 13 peatland habitats classified on the basis of Landsat 7/ETM+ data. Although we obtained quite similar results whether we used usual or weighted classification procedures based on maximum likelihood functions (ML), the weighted procedure was found to classify common habitats better than the other procedure, and the converse was true for rare habitats. Nevertheless, we believe that the WML procedure is likely to be more reliable for the identification of potential conservation units as will provide a more robust identification of rare habitats, and thus minimize the chance of mis-allocating protected sites. Moreover, as sensor spatial resolution will improve, contextual classifier will become standard procedures in order to avoid increased "salt and pepper" effect.

Another important issue for meaningfully applying the results of ecological maps is that habitat classes reflect ecological attributes that are relevant to the land management and conservation problems at hand. Along these lines, our ordination approach revealed that peatland habitats we defined *a priori* for the supervised classification procedures, were representative of the species distribution vegetation structure patterns found in peatlands of the Mid-St. Lawrence plain of southern Québec. Finally, and perhaps more importantly, our results are readily accessible to land planners and conservationists willing to establish nature reserve networks. Indeed, many site-selection algorithms developed in the past two decades require such spatial databases (Pressey *et al.* 1995, Pressey and Taffs 2001). Furthermore, this need is likely to increase as new site-selection algorithms, which will take into account the persistence of populations, are currently being developed and will ultimately necessitate spatially-explicit data (Cabeza and Moilanen 2001).

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to V.-A. Anger, R. Cliche, D. Cobbaert, B. Drolet, M. Girard, O. Soucy and R. Rowland for field assistance, D. Bastien for his help with lichen, liverwort and moss identifications, C. Boismenu for revising Appendix 2, R. Gauthier for his contribution with vascular plant identification, Dr. C. Cassidy St. Clair for her help with logistics and the ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ) for providing aerial photographs. We are also indebted to D. Rochefort from the MRNQ who geo-referenced the classified image and

helped, with C. Seuthé, for purchasing the satellite image. We thank J.-J. Fortier for his explanations on statistical estimations and classification techniques. Dr. M. Bélisle, S. Jauhiainen and Dr. J. Päivänen as well as two anonymous reviewers provided helpful comments on earlier versions of the manuscript. This research has been supported by the ministère de l'Environnement du Québec (programme PARDE), the Province of Québec Society for the Protection of Birds and the Society of Wetland Scientists. MP benefited from NSERC (Canada) and FCAR (Québec) scholarships.

LITERATURE CITED

- Aaviksoo, K., J. Paal and T. Dislis. 2000. Mapping of wetland habitat diversity using satellite data and GIS: example from the Alam-Pedja nature reserve, Estonia. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology. Ecology 49: 177-193.
- Agresti, A. 1996. An Introduction to Categorical Data Analysis. John Wiley and Sons, Inc., New York, New York, USA.
- Anderson, L. E. 1990. A checklist of *Sphagnum* in North America north of Mexico. The Bryologist 93:500-501.
- Anderson, L. E., H. A. Crum and W. R. Buck. 1990. List of the mosses of North America north of Mexico. The Bryologist 93:448-499.
- Boone, R. B., and W. B. Krohn. 1999. Modeling the occurrence of bird species: Are the errors predictable? Ecological Applications 9: 835-848.
- Borcard, D., P. Legendre, and P. Drapeau. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. Ecology 73: 1045-1055.
- Boresjö Bronge, L. and B. Näslund-Landenmark. 1999. Satellite data for wetland classification. Spectral characteristics of Swedish mire vegetation. Report for the National Land Survey and the Swedish National Space Board, Swedish Space Corporation. X-Publ-41, Solna, Sweden.
- Brummit, R. K. and C. E. Powell, editors. 1992. Authors of Plant Names. Royal Botanic Gardens, Kew, U.K.
- Budd, J. T. C. and E. J. Milton. 1982. Remote sensing of salt marsh vegetation in the first four proposed thematic mapper bands. International Journal of Remote Sensing 3: 147-161.
- Buteau, P. 1989. Atlas des tourbières du Québec méridional. Gouvernement du Québec, Québec, Canada. DV-89-02.

- Cabeza, M. and A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 242-248.
- Cibula, W. G. and M. O. Nyquist. 1987. Use of topographic and climatological models in a geographical data base to improve Landsat MSS classification for Olympic National Park. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 53: 67-75.
- Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of the Environment* 37: 35-46.
- Congalton, R. G. 1996. Accuracy assessment: a critical component of land cover mapping. Pages 119-131 in Scott, J.M., T.H. Tear and F.W. Davis, editors. *Gap Analysis: A Landscape Approach to Biodiversity Planning*. Proceedings of the ASPRS/GAP Symposium. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Bethesda, Maryland, USA.
- Debinski, D. M., K. Kindscher and M. F. Jakubauskas. 1999. A remote sensing and GIS-based model of habitats and biodiversity in the Greater Yellowstone Ecosystem. *International Journal of Remote Sensing* 20: 3281-3291.
- ESRI. 1996. ArcView GIS V. 3.1.1. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California, USA.
- Esslinger, T. L. and R. S. Egan. 1995. A sixth checklist of the lichen-forming, lichenolous, and allied fungi of the continental United States and Canada. *The Bryologist* 98: 467-549.
- Fortier, J.-J. 1992. Best linear corrector of classification estimates of proportions of objects in several unknown classes. *Canadian Journal of Statistics* 20: 23-33.
- Fortier, J.-J. 1999. Une approche statistique pratique pour le traitement de la non-réponse dans les sondages : l'estimation de vraisemblance maximum privée. In 67^{ième} Congrès de l'Association canadienne française pour l'avancement des sciences, 10-14 May, University of Ottawa, Ottawa, Ontario, Canada.
http://www.acfas.ca/congres/congres67/FORTIER_JEAN-J..HTM
- Fortier, J.-J. and D. Careau. 2000. SURVOL v.2000. Société de Mathématiques Appliquées, Québec, Québec, Canada.
- Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications* 3: 202-205.

- Fuller, R. M., G. B. Groom, S. Mugisha, P. Ipulet, D. Pomeroy, A. Katende, R. Bailey and R. Ogutu-Ohwayo. 1998. The integration of field survey and remote sensing for biodiversity assessment: a case study in the tropical forests and wetlands of Sango Bay, Uganda. *Biological Conservation* 86: 379-391.
- Fuller, R. M., R. J. Parsell, M. Oliver and G. Wyatt. 1989. Visual and computer classifications of remotely-sensed images. A case study of grasslands in Cambridgeshire. *International Journal of Remote Sensing* 10: 193-210.
- Glaser, P. H. 1983. Vegetation patterns in the North Black River peatland, northern Minnesota. *Canadian Journal of Botany* 61: 2085-2104.
- Glaser, P. H. 1989. Detecting biotic and hydrogeochemical processes in large peat basins with Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment* 28: 109-119.
- Glaser, P. H., G. A. Wheeler, E. Gorham and H. E. Wright, Jr. 1981. The patterned mires of the Red Lake peatland, northern Minnesota: vegetation, water chemistry and landforms. *Journal of Ecology* 69: 575-599.
- Gopal, A. and C. Woodcock. 1994. Theory and methods for accuracy assessment of thematic maps using fuzzy sets. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 60: 181-188.
- Gorham, E. 1990. Biotic impoverishment in northern peatlands. Pages 65-98 *in* G. M. Woodwell, editor. *The Earth in Transition. Patterns and Processes of Biotic Impoverishment*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Grenier, M., D. Bordage and N. Plante. 1994. La télédétection, un complément avantageux aux inventaires pour évaluer la répartition de la sauvagine sur de vastes territoires. *Canadian Journal of Remote Sensing* 20: 162-170.
- Hammond, T. O. and D. L. Verbyla. 1996. Optimistic bias in classification accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing* 17: 1261-1266.
- Herr, A. M. and L. P. Queen. 1993. Crane habitat evaluation using GIS and remote sensing. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 59: 1531-1538.
- Hogson, M. E., J. R. Jensen, H. E. Mackey and M. C. Coulter. 1987. Remote sensing of wetland habitat. A wood stork example. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 53: 1075-1080.

- Houhoulis, P. F. and W. K. Michener. 2000. Detecting wetland change: a rule-based approach using NWI and SPOT-XS data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 66: 205-211.
- Hubert-Moy, L., A. Cottonnec, L. Le Du, A. Chardin and P. Perez. 2001. A comparison of parametric classification procedures of remotely sensed data applied on different landscape units. *Remote Sensing of Environment* 75: 174-187.
- Hughes, J. B., G. C. Daily and P. R. Ehrlich. 2000. Conservation of insect diversity: A habitat approach. *Conservation Biology* 14: 1788-1797.
- Jensen, J. R., K. Rutchey, M. S. Koch and S. Narumalani. 1995. Inland wetland change detection in the Everglades water conservation area 2A using a time series of normalized remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 61: 199-209.
- Joint, I and S. B. Groom. 2000. Estimation of phytoplankton production from space: current status and future potential of satellite remote sensing. *Journal of Experimental Marine Biology* 250: 233-255.
- Jones, B. and D. LeAnn. 2000. Landsat 7 processing on the EROS Data Center's National land archive processing system (NLAPS): Algorithms for multispectral, hyperspectral, and ultraspectral imagery VI. Pages 319-327 in S.S. Shen and M.R. Descour, editors. *Proceedings of the Spie – The International Society for Optical Engineering*, Vol. 4049. Society of photo-optical instrumentation engineers, Bellingham, Washington, USA.
- Kartesz, J. T. 1994. A synonymized checklist of the vascular flora of the United States, Canada, and Greenland. Second Edition. Volume 2. Thesaurus. Timber Press, Portland, Oregon, USA.
- Kasischke, E. S. and L. Bourgeau-Chavez. 1997. Monitoring South Florida wetlands using ERS-1 SAR imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 63: 281-291.
- Kasischke, E. S., J. M. Melack and M. C. Dobson. 1997. The use of imaging radars for ecological applications – a review. *Remote Sensing of Environment* 59: 141-156.
- Konrad, S.-L. R. and R. S. Rempel. 1990. Cost-effectiveness of Landsat TM classification by operation staff, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 28: 769-771.
- Lappalainen, E., editor. 1996. *Global Peat Resources*. International Peat Society, Jyskä, Finland.

- Lauver, C. L. 1997. Mapping species diversity patterns in the Kansas shortgrass region by integrating remote sensing and vegetation analysis. *Journal of Vegetation Science* 8: 387-394.
- Lauver, C. L. and J. L. Whistler. 1993. A hierarchical classification of Landsat TM imagery to identify natural grassland areas and rare species habitat. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 59: 627-634.
- Legendre, P., and L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*, 2nd English edition. Elsevier Science, New York, New York, USA.
- Lewis, M. M. 1998. Numeric classification as an aid to spectral mapping of vegetation communities. *Plant Ecology* 136: 133-149.
- Lindholm, T. and H. Vasander. 1983. Bryophyte flora in an esker kettle hole mire, Heinisuo, southern Finland. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 59: 144-150.
- Lombard, A. T., R. M. Cowling, R. L. Pressey and P. L. Mustart. 1997. Reserve selection in a species-rich and fragmented landscape on the Agulhas Plain, South Africa. *Conservation Biology* 11: 1101-1115.
- Margules, C. R. 1999. Conservation planning at the landscape scale. Pages 83-87 in J.A. Wiens and M.R. Moss, editors. *Issues in Landscape Ecology*. The International Association of Landscape Ecology, Pioneer Press, Colorado, USA.
- Margules, C. R. and R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Martin, L. R. G. 1989. Accuracy assessment of Landsat-based visual change detection methods applied to the rural-urban fringe. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 55: 209-215.
- Martin, L. R. G. and P. J. Howarth. 1989. Change-detection accuracy assessment using SPOT multispectral imagery of the rural-urban fringe. *Remote Sensing of Environment* 30: 55-66.
- Muller, S. V., D. A. Walker, F. E. Nelson, N. A. Auerbach, J. G. Bockheim, S. Guyer and D. Sherba. 1998. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 64: 619-628.
- Mumby, P. J., E. P. Green, A. J. Edwards and C. D. Clark. 1999. The cost-effectiveness of remote sensing for tropical coastal resources assessment and management. *Journal of Environmental Management* 55: 157-166

- Munyati, C. 2000. Wetland change detection on the Kafue Flats, Zambia, by classification of a multitemporal remote sensing image dataset. *International Journal of Remote Sensing* 21: 1787-1806.
- Nagendra, H. and M. Gadgil. 1999. Satellite imagery as a tool for monitoring species diversity: and assessment. *Journal of Applied Ecology* 36: 388-397.
- Nøhr, H and A. F. Jørgensen. 1997. Mapping of biological diversity in Sahel by means of satellite image analyses and ornithological surveys. *Biodiversity and Conservation* 6: 545-566.
- Noss, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33: 700-706.
- Noss, R. F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at the nature conservancy (USA). *Biological Conservation* 41: 11-37.
- Noss, R. F. 1996. Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 351.
- Oetter, D. R., W. B. Cohen, M. Berterretche, T. K. Maierperger, R. E. Kennedy. 2001. Land cover mapping in an agricultural setting using multiseasonal Thematic Mapper data. *Remote Sensing of Environment* 76: 139-155.
- Palylyk, C. L., P. H. Crown and L. W. Turchenek. 1987. Landsat MSS data for peatland inventory in Alberta. Pages 365-371 in C.D.A. Rubec and R.P. Overend, editors. *Proceedings of the Symposium '87, Wetlands/Peatlands*. Edmonton, Alberta, Canada.
- Panzer, R. and M. W. Schwartz. 1998. Effectiveness of a vegetation-based approach to insect conservation. *Conservation Biology* 12: 693-702.
- Pearce, J. and S. Ferrier. 2001. The practical value of modelling relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Biological Conservation* 98: 33-43.
- Peñuelas, J., J. A. Gamon, K. L. Griffin and C. B. Field. 1993. Assessing community type, plant biomass, pigment composition, and photosynthetic efficiency of aquatic vegetation from spectral reflectance. *Remote Sensing of Environment* 46: 110-118.
- Poulin, M., L. Rochefort and A. Desrochers. 1999. Conservation of bog plant species assemblages: assessing the role of natural remnants in mined sites. *Applied Vegetation Science* 2: 169-180.

- Pressey, R. L. 1994. Land classifications are necessary for conservation planning but what do they tell us about fauna? Pages 31-41 *in* D. Lunney, S. Hand, P. Reed, and D. Butcher, editors. *Future of the Fauna of Western New South Wales*. Royal Zoological Society of New South Wales, Mosman, Australia.
- Pressey, R. L., S. Ferrier, C. D. Hutchinson, D. P. Sivertsen and G. Manion. 1995. Planning for negotiation: using an interactive geographic information system to explore alternative protected area networks. Pages 23-33 *in* D.A. Saunders, J.L. Craig and E.M. Matiske, editors. *Nature Conservation: The Role of Networks*. Surrey Beatty and Sons, Sydney, Australia.
- Pressey, R. L., C. J. Humphries, C. R. Margules, R. I. Vane-Wright and P. H. Williams. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 124-128.
- Pressey, R. L., H. P. Possingham and J. R. Day. 1997. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation* 80: 207-219.
- Pressey, R. L. and K. H. Taffs. 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biological Conservation* 100: 355-376.
- Price, J. 1997. Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog. *Journal of Hydrology* 202: 21-32.
- Rey-Benayas, J. M. and K. O. Pope. 1995. Landscape ecology and diversity patterns in the seasonal tropics from Landsat TM imagery. *Ecological Applications* 5: 386-394.
- Richards, J. A. and X. Jia. 1999. *Remote sensing digital image analysis. An introduction*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Robitaille, A. and J.-P. Saucier. 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Gouvernement du Québec, Québec, Canada.
- Roughgarden, J., S. W. Running, and P. A. Matson. 1991. What does remote sensing do for ecology? *Ecology* 72: 1918-1922.
- Rutchev, K. and L. Vilcheck. 1994. Development of an Everglades vegetation map using a SPOT image and the global positioning system. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 60: 767-775.

- Sader, S. A., D. Ahl, and W.-S. Liou. 1995. Accuracy of Landsat-TM and GIS rule-based methods for forest wetland classification in Maine. *Remote Sensing of Environment* 53: 133-144.
- Schoch, G. C. and M. N. Dethier. 1996. Scaling up: the statistical linkage between organismal abundance and geomorphology on rocky intertidal shorelines. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 201: 37-72.
- Schwartz, M. W. 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 83-108.
- Scott, J. M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T. C. Jr. Edwards, J. Ulliman and R. G. Wright. 1993. *Gap Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity*. Wildlife Monographs 123: 1-41.
- Shepherd, I., G. Wilkinson, and J. Thompson. 2000. Monitoring surface water storage in the north Kent marshes using Landsat TM images. *International Journal of Remote Sensing* 21: 1843-1865.
- Sjörs, H. 1952. On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. *Oikos* 2: 241-258.
- _milauer, P. 1992. *CanoDraw 3.0 users guide v.3.0*. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.
- Spanglet, H. J., S. L. Ustin and E. Rejmankova. 1998. Spectral reflectance characteristics of California subalpine marsh plant communities. *Wetlands* 18: 307-319.
- Stehman, S. V. and R. L. Czaplewski. 1998. Design and analysis for thematic map accuracy assessment: fundamental principles. *Remote Sensing of Environment* 64: 331-344.
- Stenback, J. M. and R. G. Congalton. 1990. Using Thematic Mapper imagery to examine forest understory. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56: 1285-1290.
- Stoms, D. M. and J. E. Estes. 1993. A remote sensing research agenda for mapping and monitoring biodiversity. *International Journal of Remote Sensing* 14: 1839-1860.
- Stotler, R. and B. Crandall-Stotler. 1977. A checklist of the liverworts and hornworts of North America. *The Bryologist* 80: 405-428.
- Tatu, K., M. M. Kimothi and J. S. Parihar. 1998. Methodology for remote sensing of waterbird habitats in an inland wetland. *Indian Forester* 124: 841-852.

- Thunnissen, H. A. M., M. N. Jaarsma and O. F. Schoumans. 1992. Land cover inventory in the Netherlands using remote sensing; application in a soil and groundwater vulnerability assessment system. *International Journal of Remote Sensing* 13: 1693-1708.
- Todd, W. J., D. G. Gehring, and J. F. Haman. 1980. Landsat wildland mapping accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 46: 509-520.
- ter Braak, C. J. F. and P. Milauer. 1998. Canoco Release 4. Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.
- Van Seters, T. E. and J. S. Price. 2001. The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrological Processes* 15: 233-248.
- Verry, E. S. 1997. Hydrological processes of natural, northern forested wetlands. Pages 61-70 in C. C. Trettin, M. F. Jurgensen, D. F. Grigal, M. R. Gale and J. K. Jeglum, editors. *Northern Forested Wetlands: Ecology and Management*, Lewis Publishers, Boca-Raton.
- Vitt, D. H., Y. Li, R. J. Belland. 1995. Patterns of bryophyte diversity in peatlands of continental western Canada. *The Bryologist* 98: 218-227.
- Watson, N. and D. Wilcock. 2001. Preclassification as an aid to the improvement of thematic and spatial accuracy in land cover maps derived from satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 75: 267-278.
- Whittaker, R. H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. *Evolutionary Biology* 10: 1-67.
- Wilcove, D. 1993. Getting ahead of the extinction curve. *Ecological Applications* 3: 218-220.
- Zhang, M., S. L. Ustin, E. Rejmankova and E. W. Sanderson. 1997. Monitoring Pacific coast salt marshes using remote sensing. *Ecological Applications* 7: 1039-1053.

The three following pages:

App. 1. Sampled photographs and descriptions of *a priori* defined habitat classes used for the supervised classifications. Shade and Water table were first measured in each of the three 0.65 m² plots contained in the 20 m x 20 m pixel quadrat for the species composition ordination, and then averaged on a pixel quadrat basis ($n = 252$ quadrats) for the vegetation structure ordination. Tree cover, pH and Ca⁺⁺ were measured once in each of the 252 quadrats. Tree height was estimated from the four tallest trees occurring in each of the four quadrants (North, East, South, West) of the sampling pixels. Habitat and species codes are defined in Table 1 and Appendix 2, respectively. See Figure 5 for more details on variables.



SprFor (H1): Habitat dominated by spruce trees (*Pice mar*). This habitat was the most forested habitat and represents a forested peatland with scattered opening. *Nem mac* and *Kal ang* were dominant in lower vegetation layers. *ANG* and *MAG* were the main *Sphagna*. *Ple sch* was abundant.



TSedge (H4): Habitat dominated by dense sedges. *Car oli*, *Fhy alb*, *Car exi* and *Car lim* were the main sedge species. *Cla flu* was an abundant hepatic, forming sometimes dark patches.



Eric (H2): Habitat dominated by ericaceous shrubs. *Kal ang*, *Cha cal*, and *Led gro* were the main ericaceous shrubs. *Eri spi* was present in between hummocks.



Herb (H3): Habitat dominated by herbs, which were not too dense and included forbs (i.e. non-grass-shaped herbs) and sedges (*Cyperaceae*). *Car oli*, *Smitri* and *Eri spi* were the main herbs, and *RUB*, *CAP*, and *FAL*, the main *Sphagna*.



Spr (H5): Habitat dominated by spruce thickets (*Pice mar*). *Kal ang*, *Led gro*, and *Car tri* were dominant in between spruce thickets. *ANG*, *MAG*, *RUB*, and *CAP* were the main *Sphagna*.



EriSpr (H6): Habitat dominated by ericaceous shrubs with sparse spruce thickets (Pic mar). The ericaceous shrubs were represented mainly by *Kal ang* and *Cha cal*. Main Sphagna were *CAP*, *FUS*, and *ANG*.



HerSpr (H7): Habitat dominated by herbs with sparse spruces thickets (Pic mar). See H3 for the definition of herbs. *Eri spi*, *Eri ang*, *Eri vir*, *Car tri*, *Rhy alb*, and *Smi tri* were the main herbs, and *RUB*, *CAP*, and *FUS*, the main Sphagna.



LarEri (H8): Habitat dominated by larches (*Lar lar*) and ericaceous shrubs. *Nem muc*, *Rho can*, and *Cha cal* were the main shrubs, and *ANG* and *FAL*, the main Sphagna.



EriLar (H9): Habitat dominated by ericaceous shrubs and sparse larches (*Lar lar*). *Kal ang*, *Cal cal*, and *Led gro* were the main ericaceous shrubs, and *ANG*, *CAP*, *FUS*, and *FAL*, the main Sphagna.



LarHer (H10): Habitat dominated by larches (*Lar lar*) and herbs. See H3 for the definition of herbs. *Smi tri*, *Car lim*, *Car oli*, *Men tri*, *Car exci*, *Car str*, and *Rhy alb* were the main herbs, and *FAL*, *ANG*, and *MAG*, the main Sphagna.



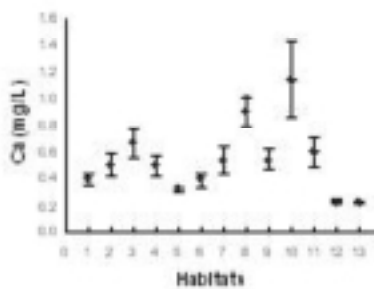
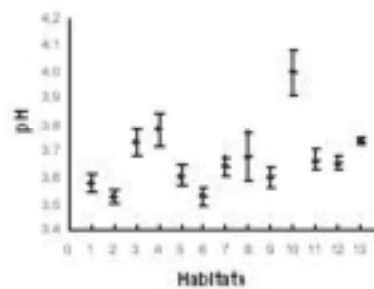
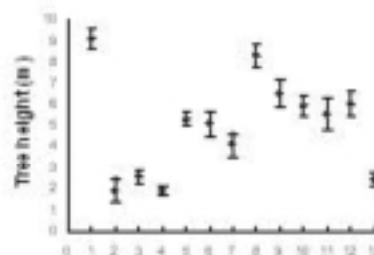
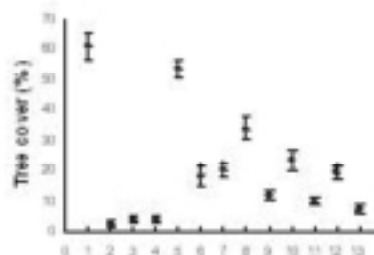
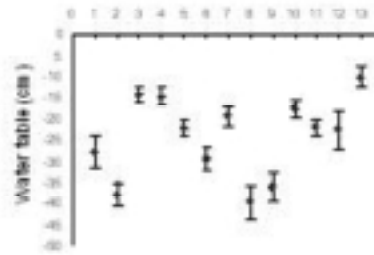
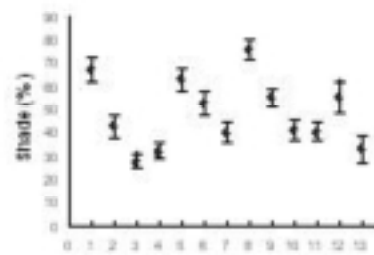
HerLar (H11): Habitat dominated by herbs and sparse larches (*Lar lar*). See H3 for the definition of herbs. *Car oli*, *Car str*, *Smi tri*, and *Eri spi* were the main herbs, and *RUB*, *FAL*, *ANG*, *MAG*, and *CAP*, the main Sphagna.



SprPool (H12): Habitat dominated by spruce thickets and pools. *Kal ang*, *Gay bac*, *Cha cal* were the main Ericaceous shrubs, *Rhy alb*, the main herb and *CAP*, *MAG*, and *CUS* the main Sphagna. *Cla flu* was an abundant hepatic.



LawnPool (H13): Habitat characterized by lawns and pools. *Utr cor*, *Mai can*, *Car pax*, *Sch pal* were the main herbs. *Aro mel* and *Vib cas* were abundant. *PAP*, *ANG*, and *CAP* were the main Sphagna.



App. 2. List of all species recorded in 252 sampled pixels distributed in 92 peatlands. Nomenclature follows Esslinger and Egan (1995) for lichens, Stotler and Crandall-Stotler (1977) for liverworts, Anderson (1990) for *Sphagnum* mosses, Anderson *et al.* (1990) for other mosses and Kartesz (1994) and Brummit and Powell (1992) for vascular plants.

Code	Gender/species/variety/subspecies	Authors	Group	Family
Ace rub	<i>Acer rubrum</i>	L.	Trees and Shrubs	Aceraceae
And pol	<i>Andromeda polifolia</i> var. <i>glaucophylla</i>	(Link) DC.	Ericaceous plants	Ericaceae
ANG	<i>Sphagnum angustifolium</i>	(C. Jens. ex Russ.) C. Jens. in Tolf.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae
Aro mel	<i>Aronia melanocarpa</i>	(Michx.) Eil.	Trees and Shrubs	Rosaceae
Aul pal	<i>Aulacomnium palustre</i>	(Hedw.) Schwaegr.	Mosses other than Sphagnum	Aulacomniaceae
Bet pop	<i>Betula populifolia</i>	R.S. Marsh.	Trees and Shrubs	Betulaceae
Bet pum	<i>Betula pumila</i>	L.	Trees and Shrubs	Betulaceae
Cal mue	<i>Calypogeia muelleriana</i>	(Schiffn.) K. Müll.	Liverworts	Calypogeiaceae
Cal tub	<i>Calopogon tuberosus</i> var. <i>tuberosus</i>	(L.) B.S.P.	Other monocots	Orchidaceae
CAP	<i>Sphagnum capillifolium</i>	(Ehrh.) Hedw.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae
Car cho	<i>Carex chordorrhiza</i>	Ehrh. ex L. f.	Sedges	Cyperaceae
Car exi	<i>Carex exilis</i>	Dewey	Sedges	Cyperaceae
Car lim	<i>Carex limosa</i>	L.	Sedges	Cyperaceae
Car mag	<i>Carex magellanica</i> ssp. <i>magellanica</i>	Lam.	Sedges	Cyperaceae
Car oli	<i>Carex oligosperma</i>	Michx.	Sedges	Cyperaceae
Car pau	<i>Carex pauciflora</i>	Lightf.	Sedges	Cyperaceae
Car str	<i>Carex stricta</i>	Lam.	Sedges	Cyperaceae
Car tri	<i>Carex trisperma</i>	Dewey	Sedges	Cyperaceae
Cep con	<i>Cephalozia connivens</i>	(Dicks.) Lindb.	Liverworts	Cephaloziaceae
Cha cal	<i>Chamaedaphne calyculata</i>	(L.) Moench	Ericaceous plants	Ericaceae
Cla chl	<i>Cladonia chlorophaea</i>	(Flörke ex Sommerf.) Sprengel	Lichens	N/A
Cla con	<i>Cladonia conista</i>	A. Evans	Lichens	N/A
Cla cri	<i>Cladonia cristatella</i>	Tuck.	Lichens	N/A
Cla flu	<i>Cladopodiella fluitans</i>	(Nees) Joerg.	Liverworts	Cephaloziaceae
Cla ran	<i>Cladina rangiferina</i>	(L.) Nyl.	Lichens	N/A
Cop tri	<i>Coptis trifolia</i> ssp. <i>groenlandica</i>	(Oeder) Hultén	Dicots	Ranunculaceae
CUS	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	Ehrh. ex Hoffm.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae
Cyp aca	<i>Cypripedium acaule</i>	Aiton	Other monocots	Orchidaceae
Dic fus	<i>Dicranum fuscescens</i>	Turn.	Mosses other than Sphagnum	Dicranaceae
Dic pol	<i>Dicranum polysetum</i>	Sw.	Mosses other than Sphagnum	Dicranaceae
Dic und	<i>Dicranum undulatum</i>	Brid.	Mosses other than Sphagnum	Dicranaceae
Dro rot	<i>Drosera rotundifolia</i>	L.	Dicots	Droseraceae

Eri ang	<i>Eriophorum angustifolium</i>	Honck.	Sedges	Cyperaceae
Eri vag	<i>Eriophorum vaginatum</i> var. <i>spissum</i>	(Fern.) B. Boivin	Sedges	Cyperaceae
Eri vir	<i>Eriophorum virginicum</i>	L.	Sedges	Cyperaceae
FAL	<i>Sphagnum fallax</i>	(Klinggr.) Klinggr.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae
FUS	<i>Sphagnum fuscum</i>	(Schimp.) Klinggr.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae
Gau his	<i>Gaultheria hispidula</i>	(L.) Muhl. ex Bigelow	Ericaceous plants	Ericaceae
Gay bac	<i>Gaylussacia baccata</i>	(Wangenh.) K. Koch.	Ericaceous plants	Ericaceae
Geo liv	<i>Geocaulon lividum</i>	(Richardson) Fern.	Dicots	Santalaceae
Kal ang	<i>Kalmia angustifolia</i>	L.	Ericaceous plants	Ericaceae
Kal pol	<i>Kalmia polifolia</i>	Wangenh.	Ericaceous plants	Ericaceae
Lar lar	<i>Larix laricina</i>	(Du Roi) K. Koch	Trees and Shrubs	Pinaceae
Led gro	<i>Ledum groenlandicum</i>	Oeder	Ericaceous plants	Ericaceae
Lop het	<i>Lophocolea heterophylla</i>	(Schrad.) Dum.	Liverworts	Lophocoleaceae
MAG	<i>Sphagnum magellanicum</i>	Brid.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae
Mai can	<i>Maianthemum canadense</i>	Desf.	Other monocots	Liliaceae
Mai tri	<i>Maianthemum trifolium</i>	(L.) Sloboda	Other monocots	Liliaceae
MAJ	<i>Sphagnum majus</i>	(Russ.) C. Jens.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae
Mel lin	<i>Melampyrum lineare</i>	Desr.	Dicots	Scrophulariaceae
Men tri	<i>Menyanthes trifoliata</i>	L.	Dicots	Menyanthaceae
Myl ano	<i>Mylia anomala</i>	(Hook.) S. Gray	Liverworts	Jungermanniaceae
Nem muc	<i>Nemopanthus mucronatus</i>	(L.) Loes	Trees and Shrubs	Aquifoliaceae
Nup lut	<i>Nuphar lutea</i> ssp. <i>variegata</i>	(Durand) E. O. Beal	Dicots	Nymphaeaceae
Osm cin	<i>Osmunda cinnamomea</i>	L.	Ferns and Fern-related Plants	Osmundaceae
PAP	<i>Sphagnum papillosum</i>	Lindb.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae
Pic mar	<i>Picea mariana</i>	(Mill.) B.S.P.	Trees and Shrubs	Pinaceae
Pin str	<i>Pinus strobus</i>	L.	Trees and Shrubs	Pinaceae
Pla ble	<i>Platanthera blephariglottis</i> var. <i>blephariglottis</i>	(Willd.) Lindb.	Other monocots	Orchidaceae
Ple sch	<i>Pleurozium schreberi</i>	(Brid.) Mitt.	Mosses other than Sphagnum	Hylocomiaceae
Pog oph	<i>Pogonia ophioglossoides</i>	(L.) Ker Gawl.	Other monocots	Orchidaceae
Poh nut	<i>Pohlia nutans</i>	(Hedw.) Lindb.	Mosses other than Sphagnum	Bryaceae
Pol com	<i>Polytrichum commune</i>	Hedw.	Mosses other than Sphagnum	Polytrichaceae
Pol str	<i>Polytrichum strictum</i>	Brid.	Mosses other than Sphagnum	Polytrichaceae
Pti cil	<i>Ptilidium ciliare</i>	(L.) Hampe	Liverworts	Ptilidiaceae
Rho can	<i>Rhododendron canadense</i>	(L.) Torr.	Ericaceous plants	Ericaceae
Rhy alb	<i>Rhynchospora alba</i>	(L.) Vahl	Sedges	Cyperaceae
RIP	<i>Sphagnum riparium</i>	Angstr.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae
RUB	<i>Sphagnum rubellum</i>	Wils.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae
RUS	<i>Sphagnum russowii</i>	Warnst.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae

Sal ped	<i>Salix pedicellaris</i>	Pursh	Trees and Shrubs	Salicaceae
Sar pur	<i>Sarracenia purpurea</i>	L.	Dicots	Sarraceniaceae
Sch pal	<i>Scheuchzeria palustris</i>	L.	Other monocots	Scheuchzeriaceae
Thu occ	<i>Thuja occidentalis</i>	L.	Trees and Shrubs	Cupressaceae
Tri bor	<i>Trientalis borealis</i>	Raf.	Dicots	Primulaceae
Utr cor	<i>Utricularia cornuta</i>	Michx.	Dicots	Lentibulariaceae
Vac ang_	<i>Vaccinium angustifolium</i>	Aiton	Ericaceous plants	Ericaceae
Vac cor	<i>Vaccinium corymbosum</i>	L.	Ericaceous plants	Ericaceae
Vac mac	<i>Vaccinium macrocarpon</i>	Aiton	Ericaceous plants	Ericaceae
Vac myr	<i>Vaccinium myrtilloides</i>	Michx.	Ericaceous plants	Ericaceae
Vac oxy	<i>Vaccinium oxyoccos</i>	L.	Ericaceous plants	Ericaceae
War exa	<i>Warnstorfia exannulata</i>	(Schimp. in B.S.G.) Loeske	Mosses other than Sphagnum	Amblystegiaceae
War flu	<i>Warnstorfia fluitans</i>	(Hedw.) Loeske	Mosses other than Sphagnum	Amblystegiaceae
Vib nud	<i>Viburnum nudum var. cassinoides</i>	(L.) Torr. & A. Gray	Trees and Shrubs	Caprifoliaceae

Elements other than plant species

Bpeat	Bare Peat	N/A	Others	N/A
Deadw	Dead wood	N/A	Others	N/A
Litter	Litter	N/A	Others	N/A
Water	Open water	N/A	Others	N/A

Species not accounted for in data analysis because they occurred in less than 3 pixels

Abi bal	<i>Abies balsamea</i>	(L.) Mill.	Trees and Shrubs	Pinaceae
Aln inc	<i>Alnus incana ssp. rugosa</i>	(Du Roi) Clausen	Trees and Shrubs	Betulaceae
Ast nem	<i>Aster nemoralis</i>	Aiton	Dicots	Asteraceae
Baz tri	<i>Bazzania trilobata</i>	(L.) S. Gray	Liverworts	Lepidoziaceae
Bra rut	<i>Brachythecium rutabulum</i>	(Hedw.) Schimp.	Mosses other than Sphagnum	Brachytheciaceae
Bro rec	<i>Brotherella recurvans</i>	(Michx.) Fleisch.	Mosses other than Sphagnum	Sematophyllaceae
Bry sp.	<i>Bryum sp.</i>	Hedw.	Mosses other than Sphagnum	Bryaceae
Cal can	<i>Calamagrostis canadensis</i>	(Michx.) P. Beauv.	Grasses	Poaceae
Cal sph	<i>Calypogeia sphagnicola</i>	(H. Arnell & J. Perss.) Warnst. &	Liverworts	Calypogeiaceae
Car lac	<i>Carex lacustris</i>	Willd.	Sedges	Cyperaceae
Car las	<i>Carex lasiocarpa</i>	Ehrh.	Sedges	Cyperaceae
Cep lun	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	(Dum.) Dum.	Liverworts	Cephaloziaceae
Cet del	<i>Cetrariella delisei</i>	(Bory ex Schaerer) Kärnefelt & Thell	Lichens	N/A
Cla bac	<i>Cladonia bacilliformis</i>	(Nyl.) Glück	Lichens	N/A
Cla cen	<i>Cladonia cenotea</i>	(Ach.) Schaer.	Lichens	N/A
Cla coo	<i>Cladonia coniocraea</i>	(Flörke) Sprengel	Lichens	N/A

Cla dec	<i>Cladonia decorticata</i>	(Flörke) Sprengel	Lichens	N/A
Cla mit	<i>Cladina mitis</i>	(Sandst.) Hustich	Lichens	N/A
Cor can	<i>Cornus canadensis</i>	L.	Dicots	Cornaceae
Dic mon	<i>Dicranum montanum</i>	Hedw.	Mosses other than Sphagnum	Dicranaceae
Dic sco	<i>Dicranum scoparium</i>	Hedw.	Mosses other than Sphagnum	Dicranaceae
Dro ang	<i>Drosera anglica</i>	Huds.	Dicots	Droseraceae
Equ flu	<i>Equisetum fluviatile</i>	L.	Ferns and Fern-related Plants	Equisetaceae
Equ pal	<i>Equisetum palustre</i>	L.	Ferns and Fern-related Plants	Equisetaceae
Eri ten	<i>Eriophorum tennelum</i>	Nutt.	Sedges	Cyperaceae
FIM	<i>Sphagnum fimbriatum</i>	Wils. in Wils. & Hook. f.	Sphagnum mosses	Sphagnaceae
Gau pro	<i>Gaultheria procumbens</i>	L.	Ericaceous plants	Ericaceae
Gly str	<i>Glyceria striata</i> var. <i>striata</i>	(Lam.) A.S. Hitchc.	Grasses	Poaceae
Gym inf	<i>Gymnocolea inflata</i>	(Huds.) Dum.	Liverworts	Jungermanniaceae
Ile ver	<i>Ilex verticillata</i>	(L.) A. Gray	Trees and Shrubs	Aquifoliaceae
Iri ver	<i>Iris versicolor</i>	L.	Other monocots	Iridaceae
Kur set	<i>Kurzia setacea</i>	(Web.) Grolle	Liverworts	Lepidoziaceae
Lop ven	<i>Lophozia ventricosa</i>	(Dicks.) Dum.	Liverworts	Jungermanniaceae
Pla lae	<i>Plagiothecium laetum</i>	Schimp. in B.S.G.	Mosses other than Sphagnum	Plagiotheciaceae
Pti cri	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	(Hedw.) De Not.	Mosses other than Sphagnum	Hypnaceae
Pti pul	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	(G. Web.) Hampe	Liverworts	Ptilidiaceae
Rub cha	<i>Rubus chamaemorus</i>	L.	Dicots	Rosaceae
Rub his	<i>Rubus hispidus</i>	L.	Dicots	Rosaceae
Rub pub	<i>Rubus pubescens</i>	Raf.	Dicots	Rosaceae
Sci sub	<i>Scirpus subterminalis</i>	Torr.	Sedges	Cyperaceae
Spi alb	<i>Spiraea alba</i> var. <i>latifolia</i>	(Aiton) Dippel	Dicots	Rosaceae
Spl amp	<i>Splachnum ampullaceum</i>	Hedw.	Mosses other than Sphagnum	Splachnaceae
Tom nit	<i>Tomenthypnum nitens</i>	(Hedw.) Loeske	Mosses other than Sphagnum	Brachytheciaceae
Xyr mon	<i>Xyris montana</i>	Ries	Other monocots	Xyridaceae

Chapitre III

Reserve networks for a peatland bird: the importance of within-site habitat configuration and off-network habitat loss.

Poulin^{1,2}, M. et M. Cabeza³, Marc Bélisle³. En préparation. **Reserve networks for a peatland bird: the importance of within-site habitat configuration and off-network habitat loss.**

¹Centre d'études nordiques (CEN), Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Canada G1K 7P4 ²Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET), Université Laval ³Metapopulation Research Group (MRG), Université d'Helsinki, Helsinki, Finlande

La conception du projet présenté dans ce chapitre ainsi que la majorité de la rédaction est le fruit de mon travail. Mar Cabeza a effectué la programmation des algorithmes de sélection de réserves. Marc Bélisle a fait les analyses statistiques et a participé à la rédaction du chapitre.

Résumé

Des algorithmes heuristiques de sélection de réserves ont été appliqués aux habitats de tourbières cartographiés à partir d'une image satellitaire. Nous avons évalué l'importance de la configuration spatiale de ces habitats, un aspect ignoré jusqu'à présent dans de telles procédures. Nous avons utilisé deux approches de sélection qui visent soit à minimiser la superficie totale (*Min_Area*), soit le nombre de sites (*Min_Site*) des réseaux de réserves. Ces deux approches ont été utilisées sous deux scénarios, *i.e.*, où les tourbières non sélectionnées étaient considérées détruites ou non. Cinq seuils de regroupement d'habitats ont été utilisés pour établir l'éligibilité de chacun des habitats au processus de sélection. Les réseaux de réserves ainsi choisis ont été évalués quant à leur efficacité tant physique que fonctionnelle, la première étant indiquée par une faible superficie ou un nombre restreint de sites sélectionnés, alors que la deuxième est représentée par une forte probabilité de présence de la Paruline à couronne rousse (*Dendroica palmarum*), un oiseau strictement associé aux tourbières et sensible à leur taille et à leur isolement dans le Sud du Québec. Les deux approches ont mené à des réseaux de taille similaire, particulièrement lorsque les objectifs de conservation étaient élevés (% de chacun des habitats préservé). L'approche *Min_Site* était néanmoins 2 à 10 fois plus efficace que l'approche *Min_Area* en terme de nombre de tourbières sélectionnées. La taille des tourbières choisies par l'approche *Min_Site* était 1,7 à 38 fois plus grande que celle des tourbières résultant de l'approche *Min_Area*. En conséquence, les réseaux retenus par l'approche *Min_Site* favorisaient la Paruline à couronne rousse. En effet, la probabilité de présence moyenne par site était jusqu'à 31 fois plus élevée qu'avec l'approche *Min_Area*. Les scénarios où l'abondance régionale des tourbières était gardée intacte amplifiaient l'avantage de l'approche *Min_Site* pour la Paruline à couronne rousse. Il reste que l'influence de la configuration spatiale des habitats de tourbières sur la présence de cette espèce était étroitement liée aux caractéristiques intrinsèques du système de tourbières à l'étude. En effet, celle-ci affectait fortement l'efficacité physique des réseaux sans influencer constamment l'efficacité fonctionnelle des réseaux choisis.

Abstract

Heuristic, site-selection algorithms were applied to a peatland habitat map resulting from a satellite image classification in order to address the importance of within-peatland habitat configuration, an attribute until now ignored in such procedures. We tested two site-selection

approaches that either minimise the total area (Min_Area) or the number of peatlands (Min_Site) of reserve networks. These were conducted under two scenarios, *i.e.*, where non-selected peatlands were either destroyed or maintained. Five habitat-clustering thresholds were used to set the eligibility of each habitat to the selection process. The resulting reserve networks were evaluated according to their physical efficiency and their functional effectiveness. The former was assessed using the networks' total area and number of peatlands, and the latter with the probability of occurrence per site of the Palm Warbler (*Dendroica palmarum*), an area-sensitive bird restricted to peatlands in southern Québec. Both approaches led to similar network areas, especially at high representation targets (% of each habitat preserved), but the Min_Site approach was 2 to 10 times more efficient than the Min_Area approach in terms of the number of selected peatlands. The peatlands chosen by the Min_Site approach were 1.7 to 38 times smaller in size than the peatlands selected under the Min_Area approach. As a result, Min_Site networks favoured Palm Warblers as its mean probability of occurrence per site was up to 31 times higher than within Min_Area networks. The scenarios where the regional abundance of peatlands was kept intact emphasized the advantage of the Min_Site approach for the Palm Warbler. It remains that the effect of within-site habitat configuration on the occurrence of the bird was closely linked to the intrinsic characteristics of the peatland system under study as it affected strongly the physical efficiency, but not constantly the functional effectiveness.

INTRODUCTION

Reserve selection algorithms were developed to propose optimized solutions for a set of management objectives within the context of limited nature conservation funds (Margules *et al.* 1988, Pressey and Nicholls 1989a, b). For example, many reserve selection algorithms either seek to preserve all the species of a region within the smallest nature reserve area or to represent as many species as possible within a fixed area of nature reserves (*e.g.*, Church *et al.* 1996, Csuti *et al.* 1997, Pressey *et al.* 1997). The strength of such algorithms is their capacity to take into account the complementarity of the sites that can be preserved (Vane-Wright *et al.* 1991, Pressey *et al.* 1993).

It remains that optimizing conservation costs by minimising the area or number of sites needed to represent all species is no guarantee that the latter will persist in the network (Virolainen *et al.* 1999, Rodrigues *et al.* 2000b, c, Cabeza and Moilanen 2001). In that respect, the use of algorithms has suffered from the lack of knowledge on species ecological requirements, leading to arbitrary definitions of representation targets (% of each habitat preserved). These targets have been mostly set to ensure that each species occurs in at least one, two, or more sites within the reserve network (Margules *et al.* 1988, Rebelo and Siegfried 1992, Freitag *et al.* 1996). Although site-specific species abundance data is likely to be correlated with local population viability and thus could provide a better basis for conservation (Rodrigues *et al.* 2000b, Turpie *et al.* 2000, Lopez and Pfister 2001), such information is seldom available. The flexibility of reserve selection algorithms has thus led to the alternative of using land classifications as surrogates for species abundance (based on the coarse-filter approach; Noss 1996; Rodrigues *et al.* 2000a). This paper evaluates the use of habitat types for selecting a reserve network when the long-term persistence of a critical species is to be favoured.

Most of the site selection studies based on habitat surrogates have considered coarse habitat classes based on small-scale maps (*e.g.*, 1 : 250 000; Pressey and Nicholls 1989a). Resulting habitat patches thus remained large, and often approaching the size of the conservation units considered (grid cells, land properties). Indeed, even when habitats were defined finely enough to produce as much as 11-31 classes (Nicholls and Margules 1993, Lombard *et al.* 1997), they have rarely resulted in heterogeneous conservation units. It follows

that site selection algorithms hardly ever considered the spatial configuration of habitats within-site. To date, aside from the size and isolation of sites (Bedward *et al.* 1992, Nicholls and Margules 1993, Freitag *et al.* 1996, 1997, Lombard *et al.* 1997, Hejnis *et al.* 1999, Wessels *et al.* 1999), no other spatial constraints have been incorporated into site selection processes. As remote sensing tools are getting increasingly efficient at representing landscape patterns (Roughgarden *et al.* 1991, Goward and Williams 1997), the mapping of more detailed or refined land classifications will unravel within-site spatial heterogeneity and allow the possibility to take it into account (Palmeirim 1988, Kerr *et al.* 2001). For example, whether 10 hectares of a certain land class is subdivided into numerous small patches or is grouped into a single large patch can have significant impacts on the persistence of the species associated with this habitat type, especially for territorial and central-place foraging animals (Dunning *et al.* 1992, Hinsley 2000). Likewise, within-site habitat mosaics imply natural edges that reduce patch area for core habitat species and that should be considered when selecting reserves (Murcia 1995, Matlack and Litvaitis 1999, Harrison *et al.* 2001).

An intuitive way of taking within-site configuration into account would be to respect the relative frequency distribution of patch sizes in which the various habitats occur in the area of interest. It remains that there is no scientific basis for preserving habitats in balance with what is found over the entire region, a common approach in conservation (Margules 1999). Moreover, an over-representation of large patches could favour area-sensitive species, which are often of special conservation interest. Since species persistence remains the long-term goal of establishing a reserve network, occurrence or abundance data of area-sensitive species could be used to set the optimal size of habitat clusters.

Here we evaluate the importance of considering within-peatland habitat configuration as well as the significance of non-selected sites when selecting reserve networks. We address this issue through the concrete problem of selecting a reserve network of natural peatlands in southern Québec, Canada. In the northern hemisphere, this ecosystem suffers regionally from a diversity of threats such as agriculture, forestry, hydro-electricity production, cranberry farming, and peat moss extraction (Lappalainen 1996, Poulin and Pellerin 2001). We believe that reserve networks should be designed in order to facilitate the persistence of vulnerable species using or inhabiting them. Thus, we quantify the influence within-site configuration and regional habitat loss on the likelihood of persistence of the Palm Warbler (*Dendroica*

palmarum), a bird strictly associated with peatlands in southern Québec (Calmé *et al.* in press). The Palm Warbler is sensitive to habitat disturbance (Desrochers *et al.* 1998) as well as to peatland size and isolation (Calmé and Desrochers 2000, Delage *et al.* 2000). Establishing specific site-selection procedures adapted to the needs of this species could therefore help its populations before pristine peatlands become too rare and isolated due to human activities. More specifically, this study assesses the influence of constraining site-selection algorithms by several habitat-clustering thresholds for each of 13 peatland habitat types, established from their natural frequency distribution, on the probability of occurrence of the Palm Warbler in the resulting reserve networks. The effect of regional habitat loss on the probability of occurrence of the Palm Warbler will be measured by quantifying the impact of removing non-selected peatlands from the study area, thereby mimicking the situation where they would have been strongly altered or destroyed. This work has been made possible through the availability of a peatland habitat map resulting from a Landsat 7/ETM+ data classification (Poulin *et al.* in press).

METHODS

Study area

The original peatland network is located within *ca.* 5000 km² of lowlands bordering the south shore of the St. Lawrence River in southern Québec, Canada. Peatlands cover about 4% of the area, and are mainly ombrotrophic or weakly minerotrophic. The whole peatland network is therefore *Sphagnum* dominated. The remaining landscape is mainly covered by forests (45%) and agricultural lands (40%; Robitaille and Saucier 1998). Forests neighbouring peatlands consist of mixed-tolerant hardwoods dominated by sugar maple (*Acer saccharum*), yellow birch (*Betula alleghaniensis*), American beech (*Fagus grandifolia*), and balsam fir (*Abies balsamea*). Such forests constitute unsuitable breeding habitats for the Palm Warbler (Ibarzabal and Morrier 1995, Calmé *et al.* in press).

Peatland habitat map

The peatland habitat map used in this study results from a satellite image classification performed on a Landsat 7/ETM+ scene taken on 14 July 1999 (see Poulin *et al.* in press for details). The image classification was performed in two major steps. First, a mask was used to isolate peatlands from the surrounding matrix. The mask identified 629 peatlands covering 18 103 ha (Fig. 1). Second, the pixels within each of the delineated peatland polygons were

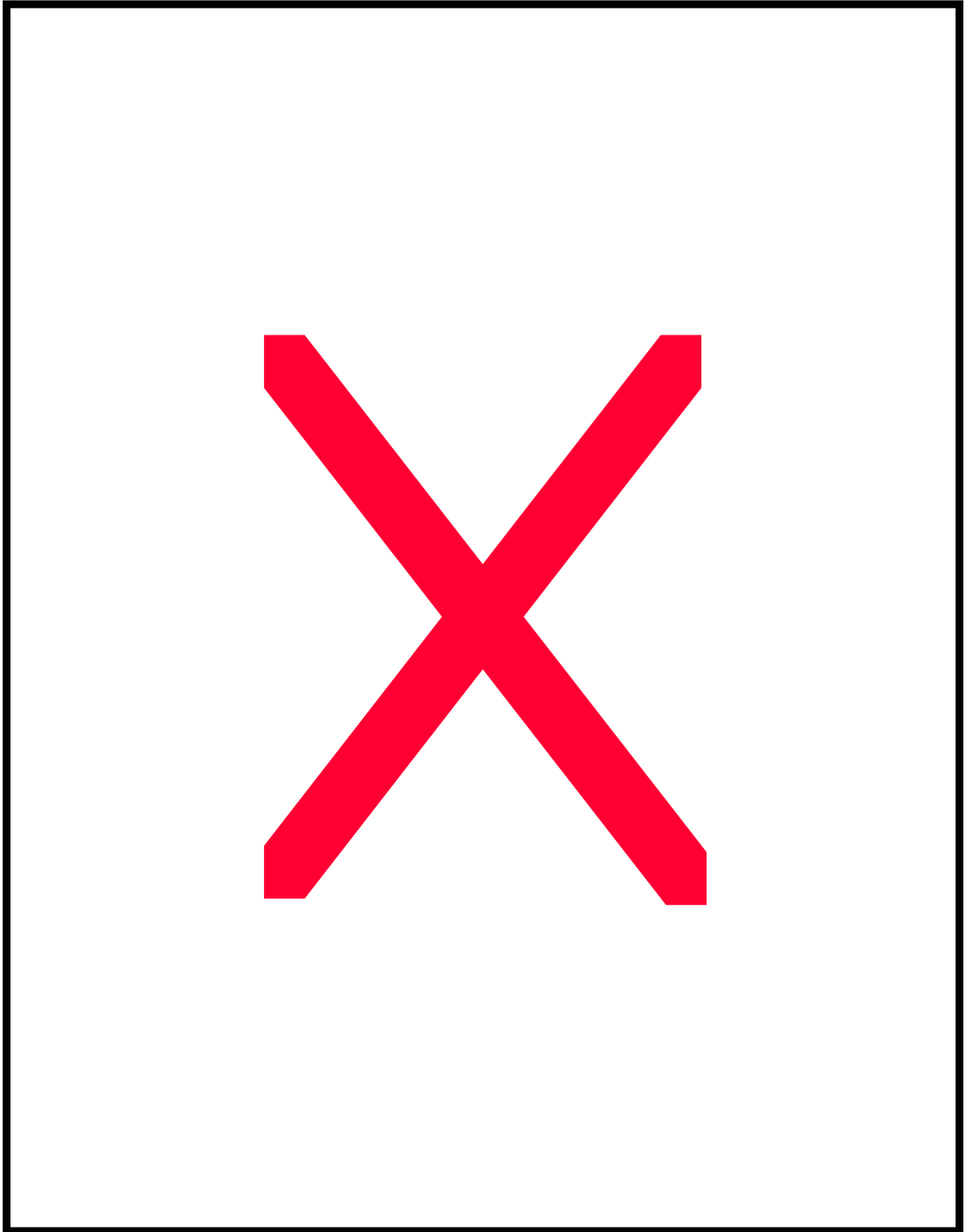


Fig. 1. Study area with peatland polygons resulting from the mask procedure applied to a Landsat 7/ETM+ scene from 1999. See Fig.1 of Chapter II for color image.

classified using a weighted maximum likelihood classifier based on a supervised approach. This method allowed mapping up to 13 habitat types that were defined *a priori* based on structural properties of the vegetation (Table 1). A validation based on 626 locations revealed a low rate of omission errors; when a habitat was present in the field, it had a high probability of having been properly identified by the classification. Indeed, for all habitat types but one, the predominant classified habitats within 45 m of center of these validation locations was of the same type as the one observed in the field (Poulin *et al.* in press). Moreover, ordinations indicated that the 13 *a priori*-defined habitat types explained as much or more variation in the species distribution and vegetation structure, respectively, than 15 commonly measured environmental describing shading and hydrological conditions as well as water chemistry (Poulin *et al.* in press).

Table 1. The 13 habitat classes defined *a priori* and classified from a 1999 Landsat 7/ETM+ scene. The rank of a specific vegetation strata within a habitat type determines its dominance. A more detailed description is given in Poulin *et al.* in press.

Habitat number	Habitat code	Description
1	SprFor	Spruce forest with open canopy
2	Eric	Ericaceous shrubs
3	Herb	Herbs (including both forbs and sedges)
4	TSedge	Tall sedges
5	Spr	Spruce thickets
6	EriSpr	Ericaceous shrubs with spruce thickets
7	HerSpr	Herbs with spruce thickets
8	LarEri	Larch with ericaceous shrubs
9	EriLar	Ericaceous shrubs with larch
10	LarHer	Larch with herbs
11	HerLar	Herbs with larch
12	SprPool	Spruce thickets with pools
13	LawnPool	Lawn with pools

Selecting reserve networks

Data pre-processing

Small patches of any land type showing wet conditions were likely to be mistakenly classified as peatlands. Prior to any analysis of satellite image data, we therefore eliminated peatlands <10 ha from the original peatland system to avoid selecting non-peatland habitats. The methods used for selecting the reserve networks considered the peatlands as selection

units and the 13 different habitats as the target features to be represented. We use the term site as equivalent to peatland, and the term patch when referring to a continuous area of the same habitat type within a peatland (see Fig. 2). In order to assess the effects of considering within-site habitat configuration, the methods were applied to different modified versions of the original dataset. We used several habitat-clustering threshold values to filter the sites that the algorithm would ‘see’ as reserve candidates. More precisely, the threshold was used to set the patch size lower limit for each of the 13 habitats types in order for them to be contributing to the site-selection process. Therefore, at different threshold values, the eligible peatlands were different and so was their contribution to the representation target. The five habitat-clustering thresholds were set according to different percentiles (25th to 95th) of the patch size distribution in the original peatland system (Table 2). Setting a fixed clustering threshold for all habitats would have been unrealistic as some habitats were too interspersed to meet all representation targets. We therefore opted for keeping the current natural distribution among all habitats types. As an example, when considering the 90th percentile threshold, the minimum patch size varies from 6 to 26 pixels, depending on the habitat (Table 2). Note that the 25th percentile threshold corresponds to the situation of no clustering (single pixels) for all habitats.

Table 2. Habitat-clustering thresholds used for each of the 13 habitat types in site selection algorithms. Peatlands having patches smaller than these thresholds for a particular habitat do not contribute to its representation target. The percentiles were derived from the patch size distribution among all peatlands > 10 ha of the study area. For example, 50% of all habitat patches were equal or smaller than 2 pixels (pixel size = 0.09 ha).

Percentile	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13
25 th	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
50 th	2	2	2	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1
75 th	4	5	6	3	3	3	3	7	4	2	3	4	3
90 th	12	26	25	11	11	10	13	26	15	6	8	12	7
95 th	23	80	63	28	26	26	31	75	35	11	19	28	9

For each peatland i and each habitat j , the amount of clustered area given the threshold was thus calculated as follows:

$$\begin{aligned}
 \text{Clustered_Area}_{ij} &= \sum_{k=1}^N \left(\text{Cluster_Size}_{ijk} \cdot P_k \right) \\
 P_k &= \begin{cases} 1 & \text{if } \text{Cluster_Size}_{ijk} \geq \text{Threshold}_j \\ 0 & \text{otherwise} \end{cases}
 \end{aligned} \tag{1}$$

where k refers to a specific patch within peatland i ; $\text{Cluster_Size}_{ijk}$ to the number of pixels of habitat j within patch k ; Threshold_j indicates the minimum size of the patch of habitat j , as defined by the habitat-clustering threshold (percentile).

The *Clustered_Area* of a particular habitat in a given peatland is therefore the number of pixels in patches equal or larger than the clustering threshold for that habitat (see Figure 2 for an example). Table 3 presents the total area of each habitat as well as their effective area after considering each of the five habitat-clustering thresholds (*i.e.*, the sum of *Clustered_Area* across all peatlands for each habitat).

We chose nine representation targets corresponding to different proportions of the regional extent of each habitat (*e.g.*, 1-50%), while ignoring the filtering threshold. The effect of using different thresholds could therefore be assessed when using the same representation target (Table 3). When the total availability of the summed *Clustered_Area_j* across sites (area in patches larger than the given threshold) of a given habitat was smaller than its required representation target, all the sites containing patches equal or larger than the specific threshold for that habitat were selected. This happened for the two habitats characterised by pools. Accordingly, 45% was the maximal representation target that could be reached for H13 under the 90th clustering threshold constraint, whereas 40% and 33% were the maximal targets for H12 and H13 under the 95th clustering threshold constraint, respectively.

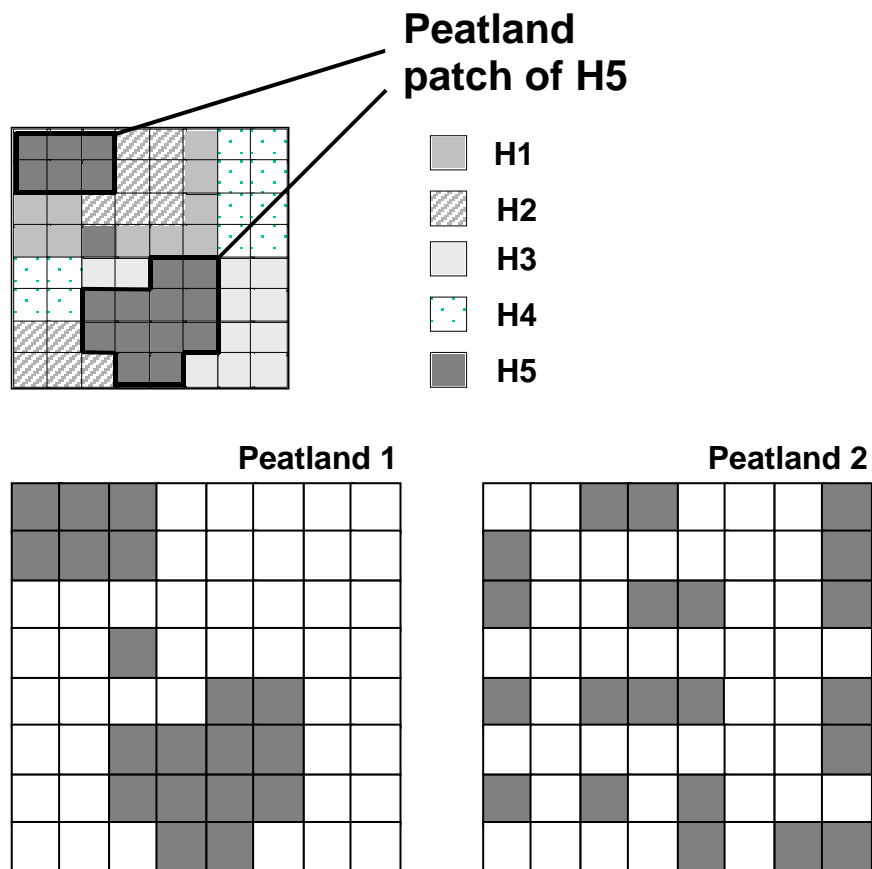


Fig. 2. Example showing the contribution of two hypothetical peatlands to the representation target of habitat H1 when considering the five habitat-clustering thresholds. Pixels occurring in patches smaller than the threshold do not contribute to the total area preserved for habitat H1. See Table 2 for the specific thresholds used for all habitat types.

Table 3. Total area covered by each habitat type among all peatlands > 10 ha over the entire region as well as Clustered_Area which was calculated by subtracting from the TotArea the pixels occurring in patches smaller than the considered habitat-clustering threshold. The area to preserve for each habitat type under a hypothetical target of 10% is shown in the last column. These areas were always calculated from the TotArea, and not after considering the habitat-clustering thresholds. Areas are given in hectares. See Table 2 for more details on habitat-clustering thresholds.

Habitat	TotArea	Clustered_Area (percentiles)					Target (<i>e.g.</i> ,10%)
		25 th	50 th	75 th	90 th	95 th	
H1	1307	1307	1215	1107	892	723	131
H2	3050	3050	2978	2872	2607	2241	305
H3	647	647	626	594	509	432	65
H4	1096	1096	1096	988	874	767	110
H5	899	899	899	825	745	673	90
H6	1679	1679	1679	1526	1357	1220	168
H7	736	736	736	689	624	571	74
H8	3723	3723	3629	3329	2842	2295	372
H9	793	793	793	690	585	477	79
H10	793	793	793	667	494	413	79
H11	1318	1318	1318	1130	976	849	132
H12	74	74	69	58	43	30	7
H13	23	23	23	16	11	8	2

Site-selection algorithms

The selection of a network of peatlands was approached as a minimum-set problem with varying quantitative area targets (Camm et al 1996, Pressey et al 1997). We addressed two situations and applied the optimization problem to (1) the total amount of area (*area-constrained-near-minimum-set* or Min_Area approach), and (2) the number of peatlands (*sites-constrained-near-minimum-set* or Min_Site approach). Therefore, the site-selection algorithm answers the questions: (1) what is the minimum total area required to represent x% of the area of each habitat type, and (2) what is the minimum set of sites required to represent x% of the area of each habitat type?

The algorithms followed a simple, iterative and heuristic approach (hence the term *near-minimum* used above). Although our methods are based on the *goal-gap* concept

developed by Williams and Araujo (2001), they do not consider probabilities. Technically, the habitats for which the summed $Clustered_Area_j$ is smaller than $Target_j$ are first identified, and all peatlands with patches larger than $Threshold_j$ are selected. Then, the algorithms chose one peatland per iteration by examining how much each peatland would contribute in filling the gap between the current representation of every habitat and its target. The peatland that contributes the most across all habitats is then selected. The process is repeated until all habitats have reached their target. In the Min_Area approach, the contribution of each peatland is affected by its area so that the larger the peatland, the lower is its contribution, all other things being equal. In summary, the contribution of peatland i was computed as:

$$Contribution_i = \sum_{j=1}^H Contribution_{ij} / Cost_i,$$

where

$$Contribution_{ij} = \begin{cases} Clustered_Area_{ij} / Gap_j & \text{if } Clustered_Area_{ij} \leq Gap_j \\ 1 & \text{otherwise} \end{cases}, \quad (2)$$

$$Gap_j = Target_j - Current_Representation_j,$$

and

$$Cost_i = \begin{cases} Area_j & \text{in Min_Area approach} \\ 1 & \text{in Min_Site approach} \end{cases}$$

$Clustered_Area_{ij}$ is defined in eqn (1); $Target_j$ is the number of pixels set as target for habitat j ; and $Current_Representation_j$ is the number of pixels already represented for habitat j given the selected sites at the current iteration.

If ties occur between some peatlands, the algorithms chose a peatland at random. Checks that exclude redundant sites were added to improve the efficiency of the algorithms (Pressey et al 1997). Twenty replicates were run for each combination of habitat-clustering threshold and representation target. The best replicates (smallest total network area for Min_Area or networks with the smallest number of sites for Min_Site) are shown in the results.

Although reserve networks resulting from heuristic algorithms are not optimal (Underhill 1994, Pressey et al. 1996, Csuti et al. 1997), we opted for such algorithms since the aim of the paper is not to discuss the efficiency of the algorithms but to assess the role of taking within-site habitat configuration into account. Constraints such as the time required to

process large spatially-explicit datasets and the problem of dealing with quantitative representation targets also dictated our choice.

Assessing reserve networks

We assessed the reserve networks with respect to both their physical efficiency and functional effectiveness. The physical efficiency of a network was assessed in terms of its requirements in total area and number of sites to reach a given representation target for a certain habitat-clustering threshold. The functional effectiveness of a network was estimated using the mean probability of occurrence of the Palm Warbler across the selected peatlands for a given set of conditions (see below).

Predicting Palm Warbler occurrence

We built a logistic regression model to predict the probability of occurrence of the Palm Warbler within the peatlands selected to be part of the reserve networks. The presence / absence data used for the regression originate from Calmé and Desrochers (2000), while the explanatory variables were derived from the classified satellite image. The presence of the warbler was determined in 61 peatlands between 4 June and 14 July 1995, a period that corresponds to its breeding season. Survey methods included both transect lines and fixed-radius point counts (see Calmé and Desrochers 2000 for details). We considered as main explanatory variables: (1) the area of the peatland, (2) the area of peatland habitat within 5 km of the focal peatland centroid minus quantity (1), (3) the area of peatland habitat within 10 km of the focal peatland centroid minus both quantity (1) and (2), and (4) the same three variables but restricted to the prime breeding habitats of the Palm Warbler (*i.e.*, habitats H5, H9, H10, and H12 in Table 1). To be considered prime breeding habitat, a habitat type had to present a probability of occurrence ≥ 0.80 as determined by showing a random series of 175 pictures of all 13 habitat types used in the classification procedure and asking an expert (*i.e.*, A. Desrochers) whether the warbler would occur or not in the habitat depicted. We consider that quantities (2) and (3) indicate the level of isolation of a focal peatland. Measures of areas are in hectares.

The logistic regression model used to predict the probability of occurrence of the Palm Warbler was chosen based on an information-theoretic approach (Burnham and Anderson 1998). First, we selected a set of 12 candidate models for which we had a biological rationale (Table 4). We then calculated the second-order Akaike criterion index (AIC_c) for each of the

candidate models. The model with the lowest AIC_c is considered to be the model that approximates best the information contained in the data, relative to the other candidate models and given a trade off between bias and variance (Burnham and Anderson 1998). Finally, using the AIC_c values, we calculated the Akaike weight (w) of each candidate model (Table 4). These weights indicate the likelihood of the models given the data (Burnham and Anderson 1998). The candidate model presenting the highest Akaike weight was then chosen as the ‘best’ one to predict the occurrence of the warbler. Model averaging was not used in order to cut down on computation time when assessing the functional effectiveness of the networks when the non-selected peatlands surrounding the reserve networks were considered absent. The logistic regressions were fitted using the GENMOD procedure of SAS 8.01, with a logit link function and binomial errors (SAS Institute Inc. 1993). The proportion of the peatland covered while searching for the warbler (log-transformed) was used as an offset variable in the model to control for its effect on the likelihood of detecting the warbler. We performed the model selection after checking that the global models (#4 and 8 in Table 4) fitted the data properly.

Table 4. Selection of the ‘best’ logistic regression model ($n = 61$) to predict the probability of occurrence of the Palm Warbler within peatlands of the reserve networks.

Model ^a	Deviance	df	AIC _c ^b	$-2\Delta_i$	w_i
1. AREA ISOL5KM ISOL10KM	24.2	57	32.9	4.8	0.05
2. AREA ISOL5KM ISOL10KM ISOL5KM*ISOL10KM	22.4	56	33.5	5.3	0.04
3. AREA ISOL5KM ISOL10KM AREA*ISOL5KM ISOL5KM*ISOL10KM	17.1	55	30.6	2.5	0.15
4. AREA ISOL5KM ISOL10KM AREA*ISOL5KM AREA*ISOL10KM ISOL5KM*ISOL10KM	17.0	54	33.1	5.0	0.04
5. AREA _R ISOL5KM _R ISOL10KM _R	30.9	57	39.6	11.5	0.00
6. AREA _R ISOL5KM _R ISOL10KM _R ISOL5KM _R *ISOL10KM _R	29.5	56	40.6	12.4	0.00
7. AREA _R ISOL5KM _R ISOL10KM _R AREA _R *ISOL5KM _R ISOL5KM _R *ISOL10KM _R	27.5	55	41.1	12.9	0.00
8. AREA _R ISOL5KM _R ISOL10KM _R AREA _R *ISOL5KM _R AREA _R *ISOL10KM _R ISOL5KM _R *ISOL10KM _R	27.5	54	43.6	15.5	0.00
9. AREA ISOL5KM _R ISOL10KM _R AREA*ISOL5KM _R ISOL5KM _R *ISOL10KM _R	14.6	55	28.1	0.0	0.53
10. AREA ISOL5KM _R ISOL10KM _R AREA*ISOL5KM _R AREA*ISOL10KM _R ISOL5KM _R *ISOL10KM _R	14.2	54	30.4	2.2	0.17
11. AREA _R ISOL5KM ISOL10KM AREA _R *ISOL5KM ISOL5KM*ISOL10KM	22.5	55	36.1	8.0	0.01
12. AREA _R ISOL5KM ISOL10KM AREA _R *ISOL5KM AREAR*ISOL10KM ISOL5KM*ISOL10KM	22.5	54	38.6	10.5	0.00

^aMain explanatory variables include: (1) the area of the peatland (AREA), (2) the area of peatland habitat within 5 km of the focal peatland centroid minus quantity (1) (ISOL5KM), (3) the area of peatland habitat within 10 km of the focal peatland centroid minus both quantity (1) and (2) (ISOL10KM), and the same three variables but restricted to the prime breeding habitats of the Palm Warbler (R-subscript). All variables are in hectares. The proportion of the peatland covered while searching for the warbler (log-transformed) was used as an offset variable in the model.

^bModel selection was based on the second-order Akaike criterion index (AIC_c). $-2\Delta_i$ is equal to the AIC_c of the model i minus the lowest AIC_c of the set of candidate models. This quantity is then used to derive the Akaike weights ($w_i = \exp(-0.5 \Delta_i)$).

RESULTS

Physical efficiency of the reserve networks

The efficiency of the two site-selection approaches with respect to both the total area and the number of sites of the selected networks is shown in Figure 3. Although the total area of the networks increased relatively linearly with the representation target under both selection approaches, the approach constrained by the total number of sites (Min_Site) led to networks marginally larger in total area than the networks resulting from the approach constrained by the total area (Min_Area). This difference nevertheless decreased with the extent of each habitat type that was preserved. The total area of the Min_Site networks was on average 4.4 times the size of Min_Area networks when the representation target was 1%, and < 1.5 times larger when the representation target was > 10%. Forcing the algorithms to include peatlands showing increasingly larger patches of habitats led to larger networks with both site-selection approaches. This effect increased with the representation target similarly for both site-selection approaches.

With respect to the number of sites in the networks, the Min_Site approach was, as expected, much more efficient than the Min_Area approach (Fig. 3). Indeed, Min_Site networks counted on average 6-10 times less sites than Min_Area networks for targets 20%, and 2-5 times less sites for targets > 20%. This decrease in relative efficiency at large representation targets is related to the fact that the number of sites of Min_Site networks increased at an increasing rate with the representation target, but approximately linearly within Min_Area networks. At last, increasing the habitat-clustering threshold resulted in networks with more sites. This effect was stronger at large representation targets, especially when the latter were 30%.

As expected from the above results, Min_Area networks contained sites of which mean area was much lower than the mean area of the sites found in Min_Site networks (Fig. 3). Sites within Min_Area networks increased on average from 13 to 42 ha as the representation target went from 1 to 50%. On the other hand, the area of sites within Min_Site networks first increased on average from 331 to 418 ha as the representation target went from 1 to 2%, but decreased from 368 to 126 ha as the representation target increased to 50%. This downsizing was likely to be caused by the availability of peatlands that could be selected. Indeed, 52% of the 629 peatlands were < 10 ha, while 21% ranged 10-20 ha, and 20% ranged 20-100 ha. Only

27 (4%) peatlands covered 100-200 ha, and a mere 15 (2%) were > 200 ha; the largest peatland being 756 ha. Since large peatlands tended to be selected first to minimize the number of sites to preserve, increasing the representation target implied the inclusion of (very) small sites in the networks. Finally, the habitat-clustering threshold did not affect the size of the sites selected by the Min_Area approach, but led on average to smaller sites when higher thresholds were targeted with the Min_Site approach. This trend is likely to result from the fact that large patches of habitat H8 occurred mainly within small peatlands. Indeed, when present in large peatlands, this habitat (H8) was mostly found in small patches located on the fringe of the sites. This thereby prevented the amount of this particular habitat found in large peatlands to contribute at reaching the representation target.

Functional effectiveness of the reserve networks

We assessed the functional effectiveness of the networks using the ‘best’ logistic regression model that could predict the probability of occurrence of the Palm Warbler within the study area. Based on the Akaike weights (w_i 's), the best model included the area of the peatland, (2) the area of prime breeding habitat within 5 km of the focal peatland centroid minus the amount of prime habitat found in the focal peatland, and (3) the area of prime breeding habitat within 10 km of the focal peatland centroid minus both the amount of prime habitat found in the focal peatland and quantity (2), as main explanatory variables (model #9 in Table 4). According to model #9, the occurrence of the warbler increases rapidly with the size of the peatlands, especially when the amount of prime habitats found regionally is high, and vice versa, leading to the situation where the Palm Warbler is very unlikely to be found only in small (< 30 ha), isolated peatlands (see Table 5 for the model's parameter estimates).

Considering the above model, it is thus not surprising that the mean probability of occurrence per site was favoured by the Min_Site approach, especially when the reserve networks remained surrounded by non-selected peatlands (Fig. 4). Indeed, when non-selected peatlands were considered present, the mean probability of occurrence per site followed the mean area of the selected peatlands. As a result, Min_Site networks showed on average a mean probability of occurrence per site *ca.* 2-31 times higher than the probability reached within Min_Area networks; the largest difference occurring at representation targets < 5%.

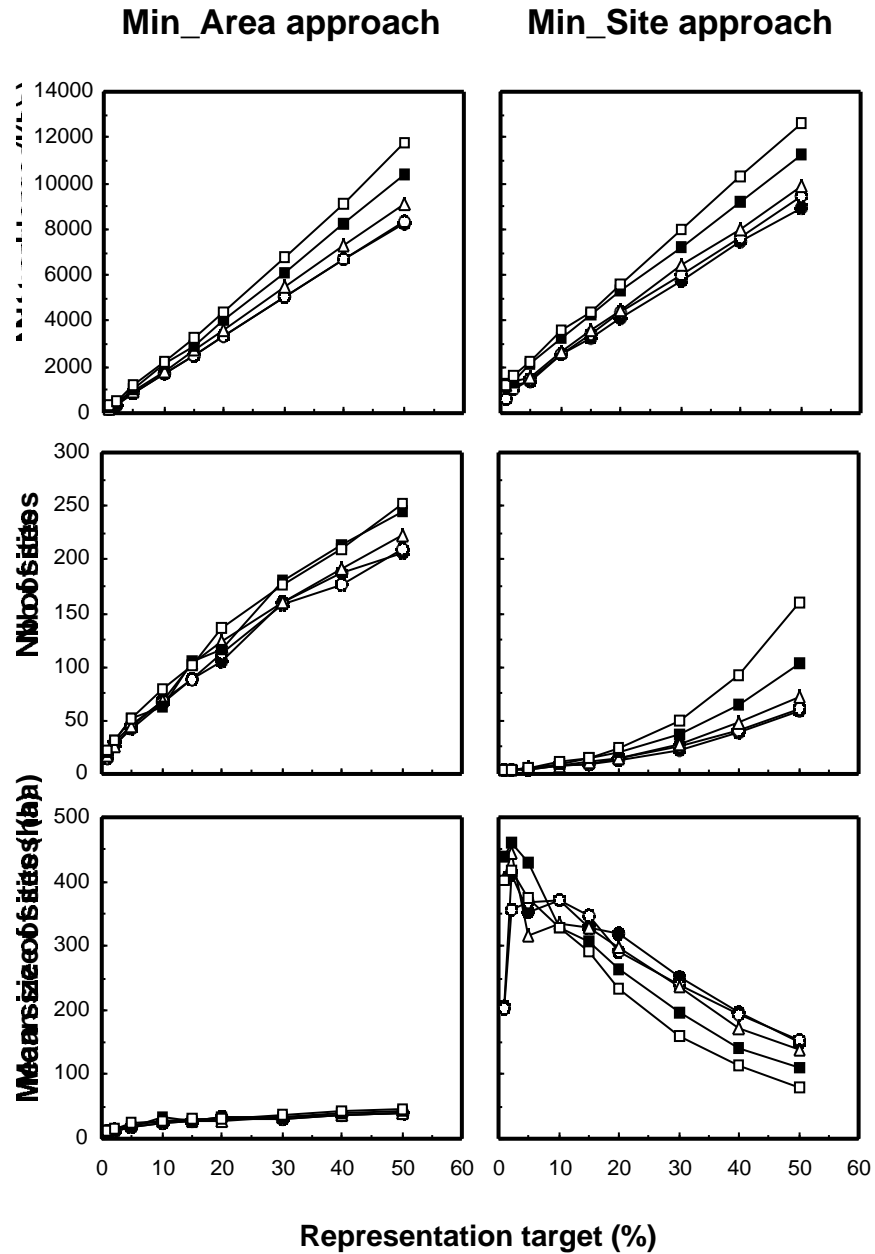


Fig. 3. Physical efficiency of reserve networks resulting from two approaches: (1) Min_Area, which minimises the total area of the selected networks, and (2) Min_Site, which minimises the number of selected sites. The different lines represent the five habitat-clustering thresholds used for constraining the site-selection algorithms (percentiles: 25th = _; 50th = _; 75th = _; 90th = _; 95th = _). These thresholds refer to the minimal patch size for a habitat type to be eligible to the selection process (see Table 2).

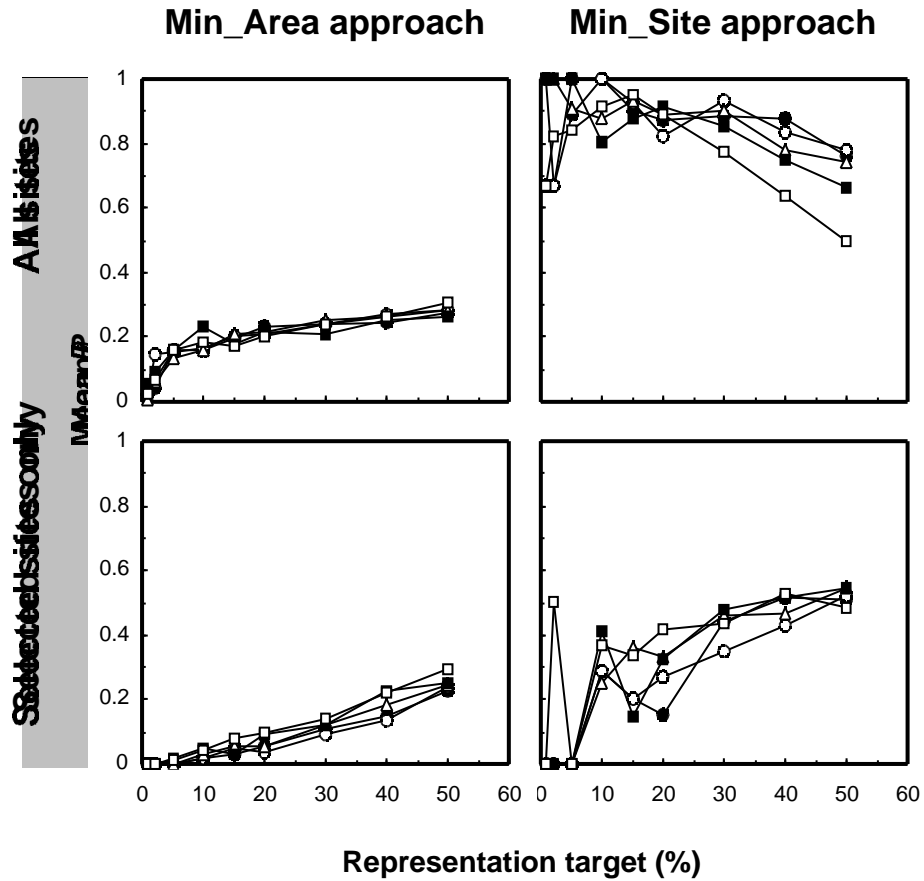


Fig. 4. Functional effectiveness (mean P_i = mean probability of occurrence per site of the Palm Warbler) of reserve networks resulting from two approaches: (1) Min_Area, which minimises the total area of the selected networks, and (2) Min_Site, which minimises the number of selected sites. The effectiveness was contrasted under the situations where the non-selected sites were either considered unaltered or destroyed. The different lines represent the five habitat-clustering thresholds used for constraining the site-selection algorithms (percentiles: 25th = _; 50th = _; 75th = _; 90th = _; 95th = _). These thresholds refer to the minimal patch size for a habitat type to be eligible to the selection process (see Table 2).

Table 5. Range of the main explanatory variables and parameter estimates of the logistic regression model ($n = 61$) used to predict the probability of occurrence of the Palm Warbler within peatlands of the reserve networks.

Variable ^a	Min (ha)	Max (ha)	b	SE
Intercept	-	-	-7.5298	2.3982
AREA	5	756	-0.0078	0.0270
ISOL5KM _R	0	283	0.0191	0.0558
ISOL10KM _R	0	399	0.0597	0.0329
AREA*ISOL5KM _R	-	-	0.0053	0.0034
ISOL5KM _R * ISOL10KM _R	-	-	-0.0014	0.0009

^aMain explanatory variables include: (1) the area of the peatland (AREA), (2) the area of prime breeding habitat within 5 km of the focal peatland centroid minus the amount of prime habitat found in the focal peatland (ISOL5KM_R), and (3) the area of prime breeding habitat within 10 km of the focal peatland centroid minus both the amount of prime habitat found in the focal peatland and quantity (2) (ISOL10KM_R). The proportion of the peatland covered while searching for the warbler (log-transformed) was used as an offset variable in the model.

The fact that the mean probability of occurrence per site within Min_Site networks decreased at large representation targets was linked to the necessity of including small sites in the reserve networks (see above and below).

In the event where non-selected peatlands would be altered or destroyed, the mean probability of occurrence per site would be reduced in networks selected under both site-selection approaches, especially for representation targets 30%. Although the mean probability of occurrence per site would remain generally higher in Min_Site networks, the decrease in probability would be less severe in absolute terms for the Min_Area networks. This likely stems from the fact that Min_Area networks were composed of many small peatlands, which were mainly concentrated at the periphery of the peatland archipelago, and thus, already isolated from neighbouring peatlands. The slight increase in mean probability of occurrence per site with the representation target with both site-selection approaches, yet especially with the Min_Site one, nevertheless emphasizes the importance of the regional availability of peatland habitats.

Constraining the site-selection algorithms to select peatlands comprising larger patches of habitats had a significant influence on the mean probability of occurrence per site only within Min_Site networks. This was due to the fact that large patches of habitats could also, if not mostly, be found in the numerous small, isolated peatlands favoured by the Min_Area approach. The influence of the habitat-clustering threshold on Min_Site networks depended on both the representation target and on whether the non-selected peatlands surrounding the networks were considered present or not. Although increasing the habitat-clustering threshold generally led to more functionally efficient networks in the event where non-selected peatlands would be lost, it generally implied a decrease in the mean probability of occurrence per site when the representation target was >20% and non-selected sites would be present. Again, this is due to the inclusion of numerous small sites in the networks. When non-selected peatlands were considered present, the mean probability of occurrence per site decreased because of the implicit and direct effect of small sites on the probability of occurrence. Yet, when non-selected peatlands were considered absent, small sites contributed to increase the probability by augmenting the regional availability of peatland habitats.

DISCUSSION

This study has brought some significant insights on the importance of considering habitat patches within-peatlands, as well as regional habitat loss on both the physical efficiency and functional effectiveness of reserve networks selected by heuristic algorithms. The loss of physical efficiency when forcing the site-selection algorithms to choose peatlands with habitats clumped into larger patches was a rather intuitive result. Indeed, raising the habitat-clustering threshold implied that a large extent of each habitat type would be non-eligible to the reserve selection process. This additional constraint brought the algorithms to select peatlands contributing to the representation target of clumped habitats but not to the representation target of habitats showing 'salt and pepper' (finely-grained) distributions. More sites, and thus more area, were then needed to reach a given representation target for each type of habitat. This increase in the number of sites and total area of networks was more severe at high representation targets as it became increasingly difficult for the algorithms to find highly complementary sites. One could also have expected that habitat patch size would be correlated with peatland area, a relation that would force the algorithms to select larger peatlands when larger clustering thresholds are targeted for each habitat type. This proved not to be the case as

the mean area of the selected peatlands did not differ much among networks selected under different habitat-clustering thresholds with the Min_Area approach. Moreover, the mean area of the peatlands was even lower for higher thresholds when the sites were selected under the Min_Site approach and the representation target was 15%, a result caused by the lack of large peatlands and the fact that large patches of some habitat types mostly occur in small peatlands. These trends thus came from the site-specific characteristics of the peatland archipelago under study and are likely to be different for other systems or regions.

It follows from this that when habitat-clustering thresholds are considered, different site-selection approaches merit to be tested in order to obtain reserve networks that respect the level of physical efficiency set by the conservation problem at hand. For instance, in our case, the frequency distribution of the area of the sites composing the peatland archipelago under study was strongly skewed to the right, leading to a mean area showing high variance (*i.e.*, 29 ± 61 ha, mean \pm SD). Accordingly, constraining the site-selection algorithms so to minimise the total area of the networks would at first appear a better approach than trying to minimize the total number of sites, and this, in order to avoid tremendously large, and thus costly, networks. Indeed, most of the studies dealing with sites of different size have opted for a strategy that minimised the reserve network area in order to optimize conservation costs (Margules *et al.* 1988, Pressey and Logan 1995, Heijnis *et al.* 1999). However, our results showed that when protecting a high proportion of the extent of each habitat types, the two strategies led to networks of similar total area. A gain in efficiency could nevertheless be obtained with the Min_Site approach as it led to networks with a lower number of sites. When considering the private tenure of most of the studied peatlands, the number of owners to deal with brings an additional reason for trying to minimise the total number of sites in the network. It remains that the selection of reserve networks should not only be based on criteria of physical efficiency, but also on criteria that assess the likelihood of persistence of the species occurring in the networks.

In that respect, we found that the mean probability of occurrence per site of the Palm Warbler, a bird species strictly associated to peatlands in southern Québec, was higher in networks selected under the Min_Site approach than under the Min_Area approach. This remained true even if we assumed that the non-selected peatlands surrounding the reserve networks could be altered or destroyed once the reserves would be established. Those results

are mainly related to the fact that the Min_Site approach first selected the large peatlands on which the Palm Warbler depends. Moreover, even if small sites had to be incorporated in reserve networks at high representation targets, the sites that were selected contributed to the regional availability of peatland habitats, another factor that promotes the occurrence of the warbler. Our finding agrees with the results of a spatially-explicit, simulation study by Cabeza and Moilanen (in press) where they show that the populations of a large array of fictive species within Min_Site networks survive longer than populations inhabiting Min_Area networks. Yet, two things merit further consideration before concluding that the Min_Site approach confers a greater functional effectiveness to selected networks than the Min_Area approach given our system.

First, the regression model used in our study to evaluate the functional effectiveness of selected networks is based on only one year of data and thus simply reflects a snapshot of the patch-occupancy pattern in time. Notwithstanding that our conclusion would have gained in robustness if our dataset had been collected in more than one year, the regression model we used is in accord with the patterns found with independent datasets (*e.g.*, Delage *et al.* 2000). Therefore, we believe that the differences brought by the two selection approaches are strong enough so that they would remain qualitatively similar if multi-year data would have been used.

Second, we assessed the functional effectiveness of networks based only on the mean probability of occurrence per site of the Palm Warbler. Despite the fact that the factors that favour the occurrence of some species also promote the persistence of their populations (Lopez and Pfister 2001), it would be unwise to equate the mean probability of occurrence of the warbler with the chances that their populations will persist in the reserve networks. Indeed, metapopulation ecology has stressed the importance of the number of sites as reservoirs of potential immigrants to ensure the colonisation of inhabited sites (Hanski 1999), a feature that is partly missing from Min_Site networks for representation targets $< 30\%$. Since a representation target $> 30\%$ is unlikely to be attained for peatland habitats in southern Québec, we thus face the debated Several Small or Single Large trade-off (SLOSS; Diamond 1975, Higgs and Usher 1980, Burkey 1989, Virolainen *et al.* 1998). In other words, we are justified to enquire whether a network composed of a small number of large sites having a high mean probability of occurrence per site, really presents a greater functional effectiveness than a

network composed of a larger number of small sites having a lower mean probability of occurrence per site. Even though the solution often lies in the middle of the continuum, it remains system specific (Ovaskainen, unpublished data). Answering such a question unfortunately requires a good knowledge of the spatio-temporal dynamics of the species' populations (*e.g.*, estimates of extinction and colonisation rates); something that we do not have. On the other hand, we know that the density of Palm Warbler "populations" does not vary much with peatland area (*ca.* 1 singing male per 5 ha), meaning that population size increases with peatland area (unpublished results based on Calmé and Desrochers'(2000) data). Given that the total area of networks is similar under both site-selection approaches, and that the mean probability of occurrence per site is much higher in Min_Site networks, the latter are thereby more likely to support a much greater number of individuals than Min_Area networks. We therefore believe that the Min_Site approach is a better approach than the Min_Area one when it comes to favour the persistence of the Palm Warbler and other area- or isolation- sensitive species, inasmuch as larger sites would imply a lower probability of extinction of local populations (Hanski 1999) as well as a more stable environment relative to the influences of the landscape matrix (Findlay and Houlihan 1997, Delage *et al.* 2000). Although our conclusion is probably correct at low representation targets, it is nevertheless based on several assumptions. Further studies that will evaluate the functional effectiveness of reserve networks would certainly benefit from a more rigorous approach based on indices that better reflect the viability of populations (*e.g.*, metapopulation capacity; Hanski and Ovaskainen 2000).

Based on the effect of the clustering size threshold on the mean probability of occurrence per site of the Palm warbler, our study neither recommends nor advises against the incorporation of within-site configuration constraints into site-selection algorithms. Indeed, the habitat-clustering threshold tended to favour the occurrence of the Palm warbler only under certain circumstances. The effect of within-site configuration on the occurrence of a species thus appears to be closely linked to the intrinsic characteristics of the system under study (*e.g.*, sites availability, habitat distribution), just like it was the case for the mean size of selected sites (see above). Note that in our study, the habitat-clustering threshold influenced the probability of occurrence of the warbler solely via its repercussion on the physical attributes of the selected networks – including the area, isolation level, and the number of

selected sites composing the network. This has some important consequences as (not) imposing a habitat-clustering threshold can not only affect the persistence of species that depend on a certain type of habitat configuration, but also the species for which within-site configuration is 'irrelevant'. Testing the importance of integrating habitat-clustering thresholds for species that directly depend on within-site configuration will unfortunately have to wait that precise empirical rules linking within-site configuration metrics to ecological responses be established.

Another highlight of our study concerns the role of the non-selected sites for the persistence of species within reserve networks. Non-selected sites could contribute to the regional availability of habitats where individuals can take refuge or from where individuals can colonize already protected sites (Cabeza and Moilanen 2001, in press). Depending on the spatial distribution of sites, non-selected sites are likely to be particularly determinant for isolation-sensitive species such as the Palm Warbler. It was thus not surprising that the mean probability of occurrence per site of the latter was found to be higher in the event where non-selected peatlands would subsist in the landscape than when they were considered strongly altered or destroyed. The benefit of keeping non-selected sites intact was, however, less pronounced in Min_Area networks due to the fact that these networks contained already several small, isolated sites. As mentioned above, our results follow the theoretical findings of Cabeza and Moilanen (in press) who used a spatially-explicit, metapopulation model and fictive species data to assess the viability of populations within reserve networks. The fact that habitat loss outside reserves has such important implications for conservation and that our study is the first one that address this problem with empirical data calls for more research in that area.

The selection of nature reserves is an important aspect of conservation biology that implies the comparison of the subareas of a region. In that respect, vegetation classifications and maps have become readily available tools through the refinement of multivariate statistics and the development of remote sensing techniques. It is thus likely that conservation methods based on the coarse filter approach will soon emphasise the importance of using all of the information contained in such highly defined representations. According to our results, this tendency will be justified and within-site configuration should definitely receive more attention in site-selection procedures. Likewise, the significance of the non-selected sites for

the species susceptible to inhabit the selected sites should be addressed more carefully by conservationists.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are indebted to S. Calmé and A. Desrochers for allowing us to use their data on the patch-occupancy pattern of the Palm Warbler. We are also grateful to A. Moilanen for helping us programming the site-selection algorithms. A. Desrochers, M. J. Mazerolle, L. Rochefort provided insightful comments on previous drafts of this paper. This work was supported by the ministère de l'Environnement du Québec (programme PARDE) and by the Province of Québec Society for the Protection of Birds via research grants to MP. MP benefited from FCAR (Québec) and NSERC (Canada) scholarships. MC was supported by the Academy of Finland, research project #45125. MB benefited from an NSERC postdoctoral fellowship.

LITERATURE CITED

- Bedward, M., Pressey, R.L. and Keith, D.A. 1992. A new approach for selecting fully representative reserve networks: addressing efficiency, reserve design and land suitability with an iterative analysis. *Biological Conservation* 62: 115-125.
- Burnham, K. P. and Anderson, D.R. 1998. *Model Selection and Inference. A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Burkey, T. V. 1989. Extinction in nature reserves : the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* 55: 75-81.
- Cabeza, M. and Moilanen, A. in press. Site selection algorithms and habitat loss. *Conservation Biology*.
- Cabeza, M. et A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 242-248.
- Calmé, S. and Desrochers, A. 2000. Biogeographic aspects of the distribution of bird species breeding in Québec's peatlands. *Journal of Biogeography* 27: 725-732.
- Calmé, S., Desrochers, A. and Savard, J.-P.L. in press. Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation*.

- Camm, J.D., Polaski, S., Solow, A. and Csuti, B. 1996 : A note on optimal algorithms for reserve site selection. *Biological Conservation* 78 : 353-355.
- Church, L., Stoms, D.M. and Davis, F.W. 1996. Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biological Conservation* 76: 105-112.
- Csuti, B., Polasky, S., Williams, P.H., Pressey, R.L, Camm, J.D., Kershaw, M., Kiester, A.R., Downs, B., Hamilton, R., Huso, M. and Sahr, K. 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80: 83-97.
- Delage, V., Fortin, M.-J. and Desrochers, A. 2000. Effets de lisière et d'isolement des habitats d'oiseaux chanteurs dans les tourbières exploitées. *Écoscience* 7 : 149-156.
- Desrochers, A., Rochefort, L. and Savard, J.-P.L. 1998. Avian recolonization of eastern Canadian bogs after peat mining. *Canadian Journal of Zoology* 76: 989-997.
- Diamond, J.M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7: 129-146.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J. and Pulliam, H.R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.
- Findlay, S.C. and Houlihan, J. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology* 11 :1000-1009.
- Freitag, S., Nicholls, A.O. and van Jaarsveld, A.S. 1996. Nature reserve selection in the Transvaal, South Africa: what data should we be using? *Biodiversity and Conservation* 5: 685-698.
- Freitag, S., van Jaarsveld, A.S. and Biggs, H.C. 1997. Ranking priority biodiversity areas: an iterative conservation value-based approach. *Biological Conservation* 82: 263-272.
- Goward, S.N. and Williams, D.L. 1997. Landsat and earth systems science: development of terrestrial monitoring. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 63: 887-900.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Hanski, I. and Ovaskainen, O. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404: 755-758.
- Harrison, S., Rice, K. and Maron, J. 2001. Habitat patchiness promotes invasion by alien grasses on serpentine soil. *Biological Conservation* 100: 45-53.

- Hejnis, C.E., Lombard, A.T., Cowling, R.M. and Desmet, P.G. 1999. Picking up the pieces: a biosphere reserve framework for a fragmented landscape – The coastal lowlands of the Western Cape, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 8: 491-496.
- Higgs, A.J. and Usher, M.B. 1980. Should nature reserves be large or small? *Nature* 285: 568-569.
- Hinsley, S. A. 2000. The costs of multiple patch use by birds. *Landscape Ecology* 15: 765-775.
- Ibarzabal, J., and Morrier, A. 1995. Paruline à couronne rousse. Pages 900-903 in J. Gauthier and Y. Aubry, editors. *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, Québec, Canada.
- Kerr, J.T., Southwood, T.R.E. and Cihlar, J. 2001. Remotely sensed habitat diversity predicts butterfly species richness and community similarity in Canada. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98: 11365-11370.
- Lappalainen, E. 1996. *Global Peat Resources*. International Peat Society, Jyskä.
- Lombard, A.T., Cowling, R.M., Pressey, R.L. and Mustart, P.J. 1997. Reserve selection in a species-rich and fragmented landscape on the Agulhas plain, South Africa. *Conservation Biology* 11:1101-1115.
- Lopez, J. E., and Pfister, C.A. 2001. Local population dynamics in metapopulation models: Implications for conservation. *Conservation Biology* 15:1700-1709.
- Matlack, G.R. and Litvaitis, J.A. 1999. Forest edges. In Hunter, M.L.Jr (eds). *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Margules, C.R. 1999. Conservation planning at the landscape scale. In Wiens, J.A. and Moss, M.R. (eds). Pages 83-87. *Issues in Landscape Ecology*. The International Association for Landscape Ecology, Pioneer Press, Co. p. 83-87.
- Margules, C.R., A.O. Nicholls and Pressey, R.L. 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation*, 43: 63-76.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implication for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.

- Nicholls, A.O. and Margules, C.R. 1993. An upgraded reserve selection algorithm. *Biological Conservation* 64: 165-169.
- Noss, R.F. 1996. Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 351.
- Palmeirim, J.M. 1988. Automatic mapping of avian species habitat using satellite imagery. *Oikos* 52 : 59-68.
- Poulin, M., Careau, D., Rochefort, L. and Desrochers, A. In press. From satellite imagery to peatland plant species and vegetation structure: how reliable are habitat maps? *Conservation Ecology*.
- Poulin, M. and Pellerin, S. 2001. La conservation des tourbières. Pages 505-518 in Payette, S. and Rochefort, L. (éds). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses de l'Université Laval, Québec.
- Pressey, R.L. and Nicholls, A.O. 1989a. Application of a numerical algorithm to the selection of reserves in semi-arid New South Wales. *Biological Conservation* 50: 263-278.
- Pressey, R.L. and Nicholls, A.O. 1989b. Efficiency in conservation evaluation: scoring vs iterative approaches. *Biological Conservation* 50: 199-218.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright R.I. and Williams, P.H. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 124-128.
- Pressey, R.L. and Logan, V.S. 1995. Reserve coverage and requirements in relation to partitioning and generalization of land classes: analyses for western New South Wales. *Conservation Biology* 9: 1506-1517.
- Pressey, R.L., Possingham, H.P. and Margules, C.R. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation* 76: 259-267.
- Pressey, R.L., Possingham, H.P. and Day, J.R. 1997. Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation* 80: 207-219.
- Rebelo, A.G. and Siegfried, W.R. 1992. Where should nature reserves be located in the Cape floristic region, South Africa? Models for the spatial configuration of a reserve network aimed at maximizing the protection of floral diversity. *Conservation Biology* 6: 243-252.

- Robitaille, A. and Saucier, J.-P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Gouvernement du Québec, Québec, Canada.
- Rodrigues, A.S., Cerdeira, J.O. and Gaston, K.J. 2000a. Flexibility, efficiency, and accountability: adapting reserve selection algorithms to more complex conservation problems. *Ecography* 23: 565-574.
- Rodrigues, A.S.L., Gaston, K.J. and Gregory, R.D. 2000b. Using presence-absence data to establish reserve selection procedures that are robust to temporal species turnover. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*. 267: 897-902.
- Rodrigues, A.S.L., Gregory, R.D. and Gaston, K.J. 2000c. Robustness of reserve selection procedures under temporal species turnover. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*. 267: 49-55.
- Roughgarden, J., Running, S.W. and Matson, P.A. 1991. What does remote sensing does for ecology? *Ecology* 72: 1918-1922.
- SAS Institute, Inc. 1993. SAS/STAT Software: The GENMOD procedure. SAS Technical Report P-243. SAS Institute, Inc., Cary, North Carolina, USA.
- Turpie, J.K., Beckley, L.E. and Katua, S.M. 2000. Biogeography and the selection of priority areas for conservation of South African coastal fishes. *Biological Conservation*, 92: 59-72.
- Underhill, L.G. 1994. Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biological Conservation* 70: 85-87.
- Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J. and Williams, P.H. 1991. What to protect – Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55: 235-254.
- Virolainen, K.M., Suomi, T., Suhonen, J. and Kuitunen, M. 1998. Conservation of vascular plants in single large and several small mires: species richness, rarity and taxonomic diversity. *Journal of Applied Ecology* 35: 700-707.
- Virolainen, K.M., Virola, T., Suhonen, J., Kuitunen, J. Lammi, A. and Siikamäki, P. 1999. Selecting networks of nature reserves: methods do affect the long-term outcome. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*. 266: 1141-1146.
- Wessels, K.J., Freitag, S. and van Jaarsveld, A.S. 1999. The use of land facets as biodiversity surrogates during reserve selection at a local scale. *Biological Conservation* 89: 21-38.

Williams, P.H. and Araujo, M.B. 2001. Using probability of persistence to identify important areas for biodiversity conservation. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*. 267: 1959-1966.

Chapitre IV

Conservation of bog plant species assemblages: assessing the role of natural remnants in mined sites.

Poulin^{1,2}, M., L. Rochefort^{1,2} et A. Desrochers³. 1999. **Conservation of bog plant species assemblages: assessing the role of natural remnants in mined sites.** *Applied Vegetation Sciences*: 169-180.

¹Centre d'études nordiques (CEN), Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Canada G1K 7P4 ²Groupe de recherche en écologie des tourbières (GRET), Université Laval ³Centre de recherche en biologie forestière (CRBF), Université Laval

Ce chapitre est le fruit de mon travail. André Desrochers et Line Rochefort ont élaboré l'idée de base de ce chapitre.

Résumé

Dans le Sud du Canada, les tourbières sont des milieux humides soumis aux activités d'exploitation de la tourbe. En comparaison avec les tourbières naturelles, nous avons évalué la représentativité des assemblages d'espèces végétales au sein des fragments résiduels de tourbières exploitées. Les mousses, lichens et plantes vasculaires ont été échantillonnés dans 24 fragments résiduels, chacun situé dans une tourbière exploitée du Sud-Est canadien. La végétation a aussi été échantillonnée au pourtour et au centre de 24 tourbières naturelles localisées à proximité. D'après des analyses de similarité et des ordinations, nous avons trouvé que les assemblages d'espèces végétales au sein des fragments résiduels différaient de ceux localisés au pourtour des tourbières naturelles. De plus, certaines espèces étaient associées à la partie centrale de celles-ci, en raison de la présence de mares. Les conditions hydrologiques des fragments résiduels étaient affectées par le drainage et ont ainsi été identifiées comme variables associées aux changements dans la composition des espèces végétales. Les sphaignes se sont révélées un indicateur-clé de l'effet des activités d'extraction de la tourbe sur la végétation. Les implications pour l'aménagement des ressources tourbeuses et pour la conservation des tourbières sont discutées.

Abstract

Bogs are economically valuable wetlands that are subjected to exploitation in southern Canada. We addressed plant conservation within bogs mined for peat, in which small undisturbed remnants are left, mostly at the margins of the mined areas. The main goal of the study was to test whether these remnants act as refuges for plants which could eventually recolonise areas that are planned for restoration after mining is completed. Mosses, lichens and vascular plants were sampled in remnants of 24 mined bogs in southeastern Canada during the summer of 1997. The vegetation was also sampled at the margins and centre of 24 nearby natural bogs in plots similar in size to these remnants. Using similarity analyses and ordination techniques, we found that plant species assemblages in remnants of mined bogs differ from those near the margins of natural bogs, and that certain species are associated with the centre of natural bogs, due to the presence of pools. We also showed that water conditions of remnants are affected by drainage due to peat mining. *Sphagnum* moss showed itself to be a key indicator of mining effects on vegetation. Implications for peat resource management and bog conservation are discussed.

INTRODUCTION

Peatlands are important features of Canadian landscapes, covering 17% of the land (Gorham 1990). Most of them occur within the boreal zone and therefore escape industrial development due to their remoteness. On the other hand, peatlands of southern parts of Canada, mostly bogs (ombrotrophic peatlands), face pressure from agriculture, urban expansion, forestry and peat mining industry. In contrast to urban development and, to a lesser extent, to agriculture, peat mining does not imply irreversible land conversion and therefore could be less harmful to long-term peatland preservation if the peatlands could regenerate after peat extraction. However, abandoned mined bogs do not return readily to functional peat-accumulating systems characterised by the growth of *Sphagnum* mosses (Rochefort & Lavoie 1996, unpubl.; Desrochers *et al.* 1998). They generally require restoration techniques such as those developed by the Peatland Ecology Research Group in eastern Canada (Rochefort & Campeau 1997).

Ecosystem remnants are important for ecological restoration as they could either serve to determine the indigenous vegetation of a particular degraded site (Allen & Wilson 1991; Moravec 1998), or serve as a source of propagules through soil (Brown & Bedford 1997), vegetation transplantation or re-introduction (Ferland & Rochefort 1997, Quinty & Rochefort 1997), and natural dispersal (Sarmiento 1997). Ecosystem remnants are also important for general vegetation conservation purposes (Webb & Vermaat 1990; Kirkpatrick & Gilfedder 1995; Prober & Thiele 1995; Brooker & Margules 1996). Monitoring the state of ecosystem remnants therefore becomes essential.

Within mined bogs, natural remnants may play the above-mentioned roles but their integrity could be at risk due to drainage practices used during peat exploitation. Indeed, *Sphagnum* mosses which are a major component of a bog's ground layer, are very sensitive to prevailing hydrological conditions (Andrus 1986; Sagot & Rochefort 1996). Nevertheless, experimental studies investigating drainage effects on bog vegetation have focussed on trees because of their economic value (Wang *et al.* 1985; Lieffers & Rothwell 1987; Dang & Lieffers 1989; Prévost *et al.* 1997). Few studies have investigated the entire community response to drainage. To date, these studies have shown that changes in plant communities are usually small or slow in drained ombrotrophic sites (Laine & Vanha-Majamaa 1992, Laine *et al.* 1995). For example, the decrease of ground layer species is related to shading effects

from trees and shrubs which benefit from drainage (Vasander 1982; Laine *et al.* 1995). However, patterns of microtopography can lead to a clear response to increasing dryness conditions as expressed by the disappearance of *Sphagnum majus* from hollows in a drained bog studied by Vasander (1982). Forest species like *Dicranum polysetum* and *Pleurozium schreberi* are favoured by dry conditions (Laine & Vanha-Majamaa 1992) and have been shown to be insensitive to acid conditions prevailing in bogs (Laine *et al.* 1995).

In this paper, we assess whether remnants of mined bogs may act as representative refuges for plants and could eventually act as sources of colonists for active restoration of abandoned areas after mining. Surveys in southeastern Canada were conducted to compare plant species assemblages between the margins and centre of natural bogs to assess the possible loss in biodiversity in mined bogs where only margins remain after peat extraction. We also attempted to compare plant species assemblages and water conditions between remnants of mined bogs and margins of natural bogs to assess the drainage effect on plant species composition. Finally, we aimed to determine whether plant species composition in remnants constitutes a sufficient species pool for restoration purposes.

STUDY AREA

The study bogs were located in the Low Boreal region, the Gulf Atlantic Boreal region and the Maritime Atlantic Boreal region in Québec and New Brunswick provinces (National Wetlands Working Group 1988), the main area for peat mining in southeastern Canada. Our study encompasses ombrotrophic peatlands only (domed and plateau bogs) since this is the type of peatland used by the peat mining industry.

SAMPLING

We chose 24 mined bogs from aerial photographs and field verification (Fig. 1). Fifteen out of these 24 mined bogs were paired with natural bogs located in the same region and with similar characteristics (surface area, shape). The remaining nine mined bogs were paired with the adjacent natural part when the mined area was less than half of the original bog's surface area and when the latter was greater than 1 km². Sampling was conducted from June to August 1997. In each mined bog, a remnant natural section at the periphery of the mined area was sampled (Fig. 2A). All sampled remnants were adjacent to an area mined during at least the two previous years. Margins and centres of natural bogs were sampled with

plots of the same shape and surface area as for remnant plots (Fig. 2A). We considered only surfaces where the cover of trees taller than 1.5 m was less than 50%. The lagg (Gore 1983) or forested marshes at the bog margin were thus excluded from this study.

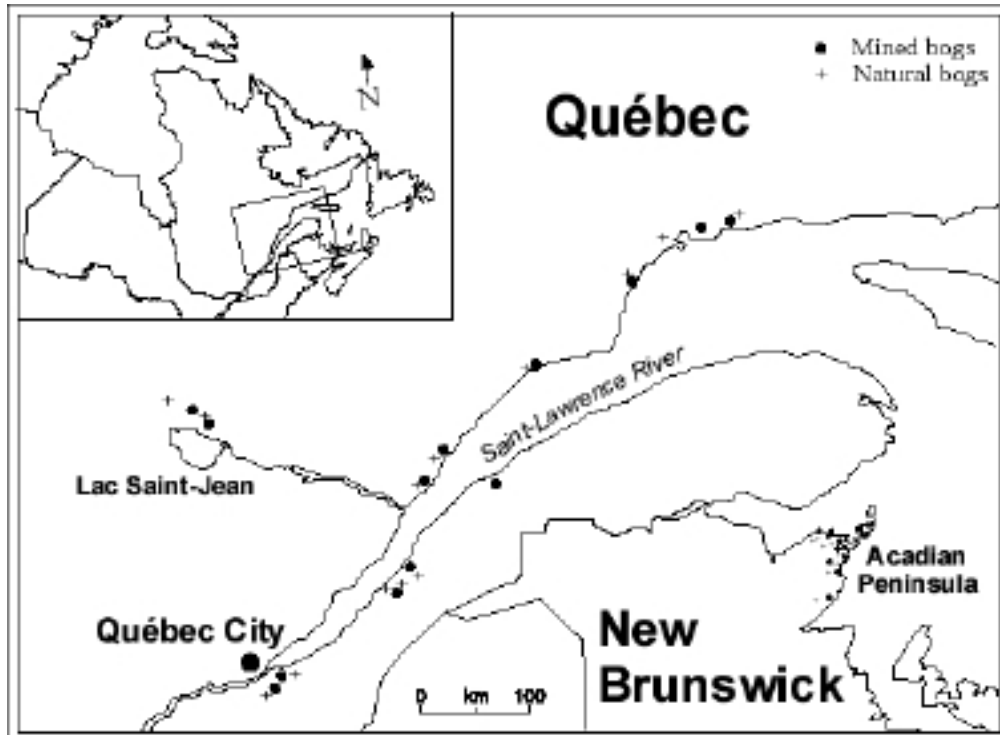


Fig. 1. Location of study sites in eastern Canada.

In each remnant, vegetation was sampled along three transects parallel to the exploited edge (Fig. 2B). The first two transects were set at 10 and 20 m from the mined area and the third one was set halfway between the second transect and the bog edge (60 m on average from the mined area). In each transect, presence and cover of all species were recorded in four equidistant 1-m² quadrats (Fig. 2B). In large remnants, we raised the number of quadrats per transect to six ($n = 4$) and to eight ($n = 1$). The quadrats in natural bogs were set up as for mined ones.

In order to assess plant response over a larger sampling area, we visually estimated vegetation cover by strata when walking from one quadrat to the next. Observations were extended to 2.5 m each side of the transect. The nine strata were: *Sphagnum* mosses, mosses

other than *Sphagnum*, lichens, litter, herbs, ericaceous shrubs, shrubs other than Ericaceae, trees, open water.

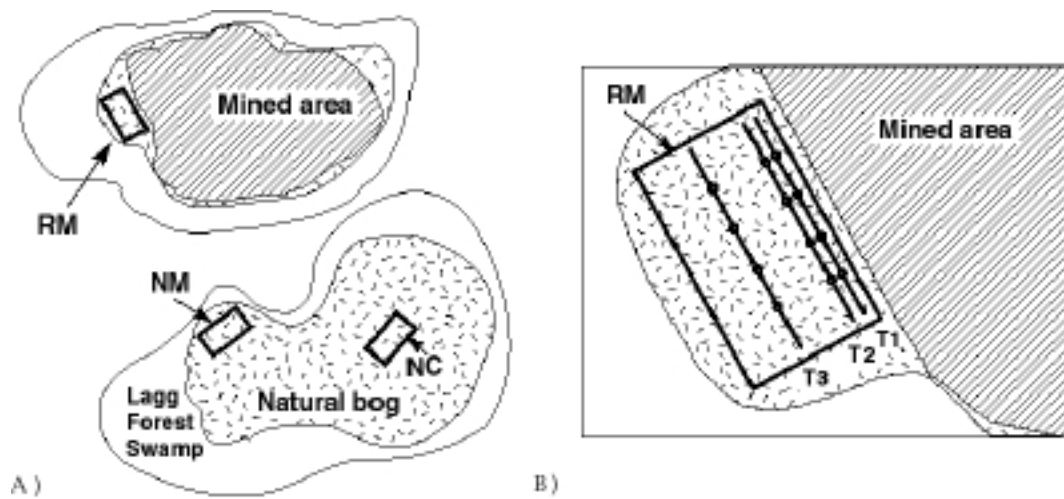


Fig. 2. A) Layout of plots within mined and natural bogs paired together in the same region (NC = natural centre, NM = natural margin, RM = remnant margin). B) Position of transects and quadrats within a sampling plot neighbouring a mined area. The same layout was used in plots within NM and NC. Not to scale.

Vegetation cover for quadrats was estimated in the field to the nearest 1% while for the strata survey, vegetation cover was evaluated by classes as following: +: present, 1: <1%, 2: 2-10%, 3: 11-25%, 4: 26-50%, 5: 51-100%. Species nomenclature follows Esslinger & Egan (1995) for lichens, Anderson *et al.* (1990) for mosses, Anderson (1990) for *Sphagnum* mosses, Stotler & Crandall-Stotler (1977) for liverworts and Scoggan (1978) for vascular plants.

In the middle of each transect, the water table depth was measured once and a peat sample was collected with a metal corer (840 cm³, depth of 11 cm) after the live mosses were cut off. The peat moisture content was estimated by a ratio of field weight minus dry weight (105°C, 48 hours) to initial volume. For each transect, the degree of decomposition of the peat was evaluated using the Von Post scale (Malterer *et al.* 1992). For each quadrat, we estimated the shade cover on the ground layer by summing the total percentage cover of tall species of ericaceous shrubs, shrubs other than Ericaceae and trees (Appendix 1). Paired natural and mined bogs were sampled within two days from each other.

DATA ANALYSES

Similarity of plant species assemblages between plot types

We tested whether there were any differences between plant species assemblages among the three different plot types (natural centre NC, natural margin NM and remnant margin in mined peatlands RM) with similarity indices using Mantel tests (Sokal & Rohlf 1995: 819). Mantel tests measure and test the association between elements of two similarity matrices. In this case, the observed similarity matrix was compared to a model similarity matrix, which was constructed with 0's for comparisons between plot types and 1's for comparisons within plot types. When species similarity is greater within plot types than between plot types, there is a positive and significant association between the two matrices as denoted by the r -statistic (Manly 1997). Similarities were calculated with the Steinhaus index, which takes into account abundances and does not include species absent from the two sites compared (Legendre & Legendre 1984). Mantel tests were performed with 5000 permutations. One Mantel test was used to detect differences between natural centres and natural margins and another one to compare remnant margins to natural margins. We used a distance matrix as covariable since we detected a geographic effect of bog distribution on plant species assemblages (Mantel test, $r = 0.31$, $P = 0.0004$). Similarities were transformed into distances ($D = 1 - S$) before computing the Mantel tests (Legendre & Fortin 1989). For these analyses specifically comparing plant species assemblages between plot type, we used the mean abundance of each species per plot. Those two comparisons were conducted with all species used in the similarity index as well as with the non-vascular species only. Since there was little difference between the two analyses, we only present analyses using all species.

Influence of environmental variables on species and plot type patterns

An ordination approach was used to relate both species and plot type patterns to environmental gradients. The full data set was ordinated by partial Canonical Correspondence Analyses (pCCA) run with ten environmental variables and three covariables (see Fig. 3 for variable definitions) (ter Braak 1987). This type of ordination enables the evaluation of the relative importance of the environmental variables of interest on the species patterns while controlling for other environmental variables.

We compared the pCCA with a Detrended Correspondence Analysis (DCA). This allowed us to see to what extent the variance in the data was better explained by theoretical

variables (with DCA) than by measured environmental variables (with pCCA). Those ordinations (pCCA and DCA) were run with the mean percentage cover per transect for each species that occurred in more than seven samples. Since the first two axes of the pCCA could explain a comparable percentage of variance in the data as those of the DCA (14% for the pCCA compared to 18% for the DCA), we present only pCCA results.

Monte Carlo simulations with 99 unconstrained permutations were used to test the significance of environmental variables in pCCA (ter Braak 1987). The program CANOCO version 3.12 (ter Braak 1988) was used for ordination and Monte Carlo permutation procedures.

Drainage effects on conditions of remnant margins

Water table depth, peat moisture content and the degree of peat decomposition were analysed for remnant margin (RM) and natural margin (NM) plot types to detect any drainage effect from peat mining. Analyses of variance were carried out with a split-block design with 24 blocks (GLM procedure; SAS Institute Inc. 1988). Plot types (RM, NM) were the main units and transects (1, 2, 3) were the subunits. *A priori* contrasts were used to detect differences between treatment levels. We tested the effect of plot type with qualitative contrasts and the transect distance with linear and quadratic contrasts after taking into account the unequal distances between transects.

Then, we tested if the plant species assemblages were related to water conditions with two Mantel tests using a vegetation- and water conditions (water table depth or peat moisture content) similarity matrix (Steinhaus index) (Legendre & Legendre 1984). This analysis allowed us to relate the drainage effect to vegetation on a transect basis. We compared remnant margin vegetation data to those of natural margins in this analysis and the abundance of each species was averaged per transect.

Vegetation strata cover among plot types

Vegetation strata data were analysed with split-block analyses of variance (24 blocks, GLM procedure, SAS Institute Inc. 1988). Plot types (RM, NM, NC) were the main units and transect (1,2,3) were the subunits. One analysis was carried out for each of the nine strata. All variables were log-transformed to stabilise variance. *T*-tests based on least-square means multiple comparisons were carried out to determine differences among treatments. The level

of significance for comparisons was corrected for the dependence between comparisons using α/n (where $\alpha = 0.05$ and $n =$ number of comparisons).

RESULTS

Similarity of plant species assemblages between plot types

Although remnants were small (sizes ranging from 0.4 to 8.4 ha with a mean surface area of 2.7 ha), a high diversity of species was recorded (126 species for all sites) (App. 1). However, half of the species had less than 10% occurrence. Excluding the 30 species detected only once, few species were restricted to only one plot type (*ca.* 6% for each type). Sixty-nine species, including 11 ericaceous shrub species, were found in all three plot types. However, when species abundance and composition are considered, plant species assemblages of remnants left by peat mining differed significantly from assemblages of natural margins (Mantel test, $r = 0.16$, $P = 0.0004$). We did not find any evidence of difference between plant species assemblages of centres and margins in natural bogs (Mantel test, $r = 0.02$, $P = 0.15$).

Influence of environmental variables on species and plot type patterns

The species distribution could be explained by two main gradients: moisture and microtopography (Fig. 3). Presence of a ditch, high shade cover, low water table and peat moisture content as well as the distance from the mined area influenced the first gradient. The second gradient was characterised by two contrasting microhabitats, Hummock/Hollow to Lawn/Carpet.

One group of wet habitat species such as *Drosera anglica*, *Cladopodiella fluitans*, *Utricularia cornuta*, *Carex trisperma*, *C. limosa* and *Sphagnum majus* were clearly associated with the lawn/carpet microhabitat (Fig. 3A). Lawn/carpet microhabitats occurred mainly in the centre of peatlands as shown by sample distribution on the pCCA biplot (Fig. 3B). A dry species group, although less distinct, occurred in the drier end of the water gradient (Fig. 3A). Species such as *Pleurozium schreberi*, *Cladonia cenotea*, *C. deformis*, *Dicranum polysetum* were more related to remnant margins than to margins and centres of natural bogs (Fig. 3B). No *Sphagnum* species occurred in the driest and most shaded areas (Fig. 3A).

Sample distribution on the pCCA biplot showed a u-shaped gradient (Fig. 3B). Natural centres were clearly associated with the lawn/carpet microhabitat and high moisture while the

remnant margins were more related to the presence of a ditch, dryness and shade. Natural margins were overlapping the two other plot types. Even though the percentage of variance explained by the first and second axes of the pCCA ordination of the full data set was low (8.9% and 5.4% respectively) (Fig. 3A, B), species were significantly related to environmental variables (Monte Carlo permutation test, $P = 0.01$).

Drainage effect on conditions of remnant margins

The water table decreased non-linearly from the bog edge to the mined area within remnant margins whereas there was no gradient in natural margins (Fig. 4A contrast “type x transect quadratic”, $P = 0.02$). In general, the water table and peat moisture content were lower in remnant than in natural margins (Fig. 4A, B). For the water table depth, even the third transect, which was on average 60 m away from the mined area, was affected by the exploitation (Fig. 4A). The peat moisture content tended to increase linearly from the bog edge toward the centre in natural margins whereas it stayed constant within remnant margins. (Fig. 4B contrast “type x transect linear” was marginally significant, $P = 0.06$). The degree of peat decomposition increased non-linearly from the bog edge to the mined area within remnant margins whereas it decreased toward the centre in the natural margins (Fig. 4C contrast “type x transect quadratic”, $P = 0.02$).

The vegetation of remnant and natural margins was associated with water conditions. Water table depth and peat moisture content were significantly correlated to plant species composition (Mantel tests, $r = 0.27$, $P = 0.001$ and $r = 0.19$, $P = 0.001$ respectively).

Vegetation strata cover among plot types

Plot types (NC, NM, RM) differed significantly in percent cover of lichens, mosses other than *Sphagnum*, ericaceous shrubs, herbs and open water ($P = 0.0001$ in all cases). Lichens were most abundant in natural centres, probably due to the influence of Atlantic bog type which develop *Sphagnum*/lichens mosaics (Keys & Henderson 1987), and least abundant in natural margins (Fig. 5A). Moss cover was lower in natural margins although they covered little surface area in general (Fig. 5B). Herbs covered less surface area in remnant margins than in margins and centres of natural bogs (Fig. 5C). In contrast, ericaceous shrubs were the most abundant in remnant margins and the least abundant in natural centres (Fig. 5D). The percent cover of ericaceous shrubs was significantly higher in the third transect, the most

peripheral one (Fig. 5E). There was more open water in natural centres than in the two other plot types owing to the presence of pools (Fig. 5F). The percentages of open water cover are

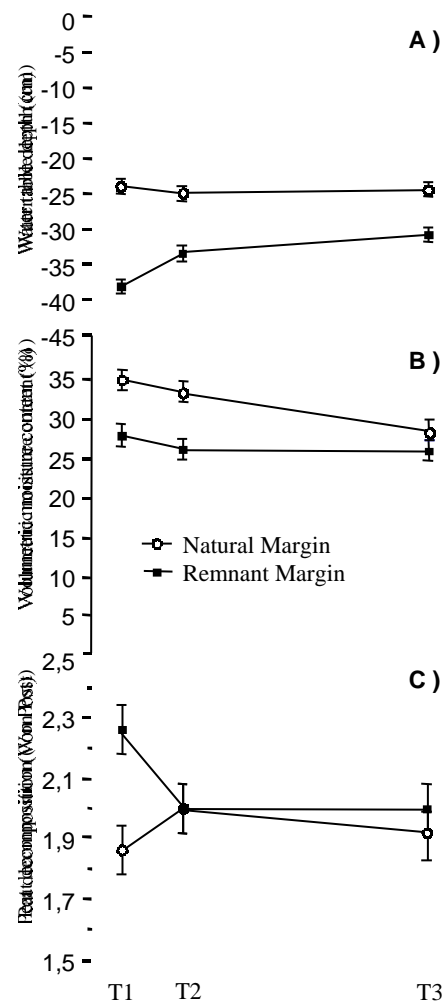


Fig. 4. Effect of plot type (natural or remnant margins) and transect distances from the mined edge (10, 20 and 60 m) on A) water table depth, B) peat moisture content and C) the degree of peat decomposition (Von Post scale). Error bars are SE.

low because we recorded open water cover only along transects that were 5 m wide and because transects were laid to avoid crossing deep pools. In our study, eight natural bogs (out of 24) had pools in their centre and very few pools extended towards the margins. Only one sampled remnant had pools which showed signs of drainage impacts as indicated by the aquatic species *Nuphar variegatum* growing on dry peat.

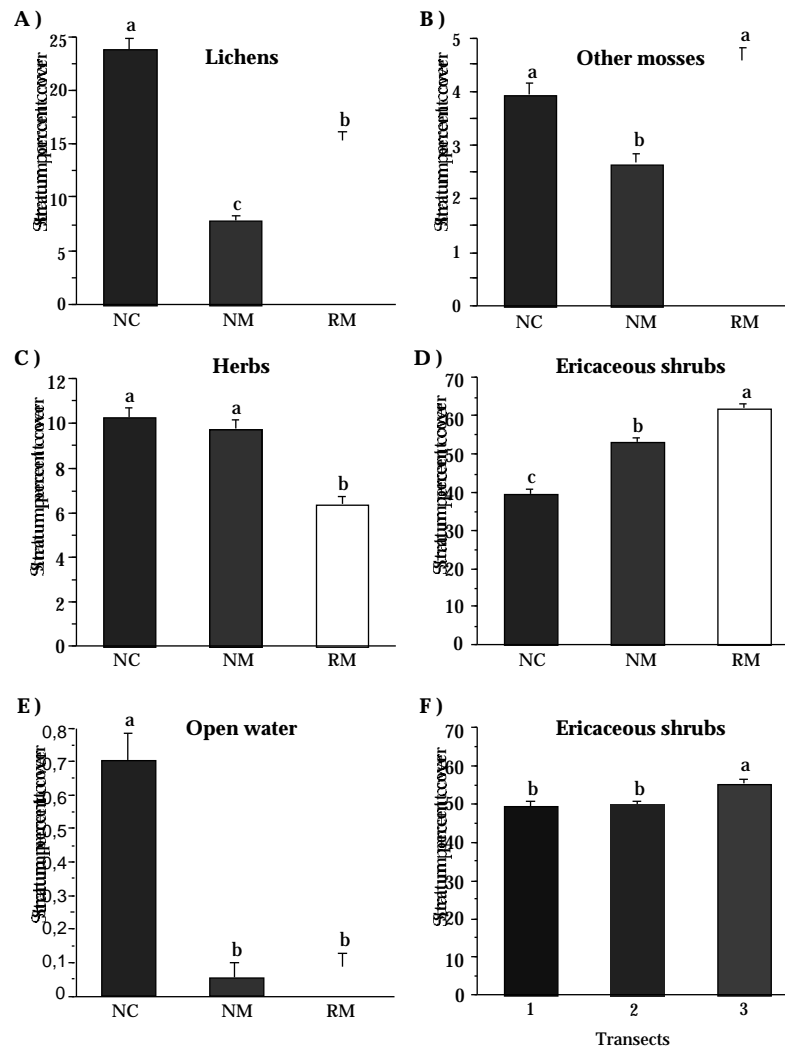


Fig. 5. Mean of strata percent cover for 4 vegetation strata (A-D) and 1 substratum (E) among plot types (NC = natural centre; NM = natural margin; RM = remnant margin) and mean of strata percent cover for ericaceous shrubs among transects (F). Error bars are SE. Bars having dissimilar letters above them differ significantly. The level of significance was corrected for the number of comparisons.

There was a significant interaction between the effect of transect and plot type on the percent cover of the other strata: *Sphagnum* mosses, litter, shrubs other than Ericaceae and trees ($0.0001 < P < 0.047$). *Sphagnum* mosses were markedly less abundant in remnant margins than in margins and centres of natural bogs (NC, NM) (Fig. 6A). Moreover, within remnant margins, *Sphagnum* cover was lower on the transect nearest to the mined area than on the

other two transects. Litter had an opposite response, covering more surface area in remnant margins than in the natural bogs and, within remnant margins, being more abundant near the mined area (Fig. 6B). Shrubs other than Ericaceae were more abundant in the margins of either natural or remnant bogs compared to the centres and, within these margins, their cover was more important in the most peripheral transect (Fig. 6C). Trees showed a similar pattern to shrubs other than Ericaceae but there was no difference between natural centres and the first two transects in natural margins (Fig. 6D).

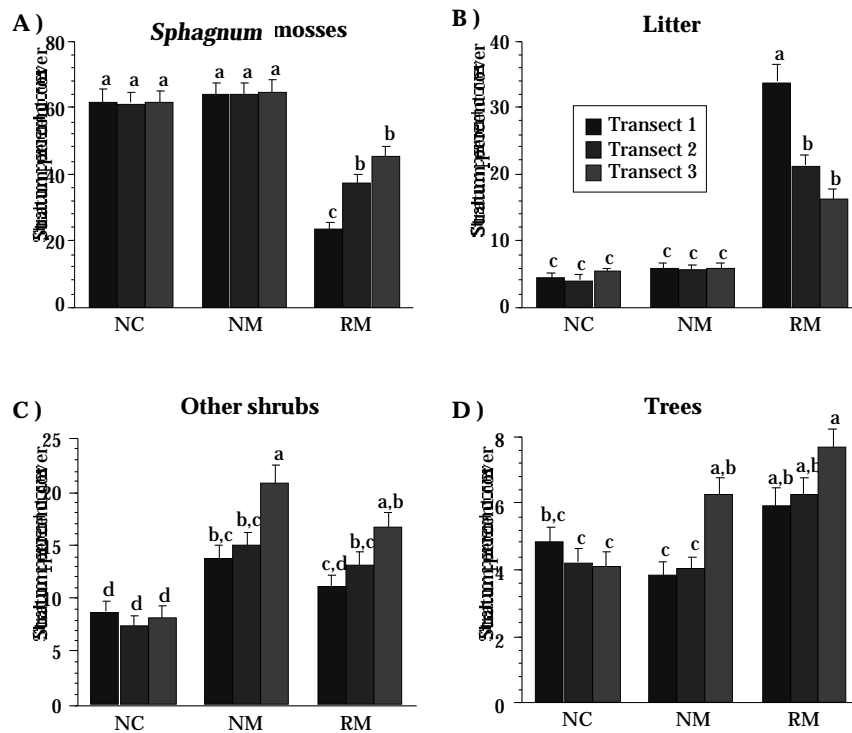


Fig. 6. Mean of strata percent cover for 3 vegetation strata (A, C, D) and 1 substratum (B) among plot types (NC = natural centre; NM = natural margin; RM = remnant margin) for each transect (1,2,3). Error bars are SE. Bars having dissimilar letters above them differ significantly. The level of significance was corrected for the number of comparisons.

DISCUSSION

Our study demonstrates that plant species assemblages of natural bog areas left by peat mining industry were different from the ones representative of an entire natural bog. Indeed,

the location of the remnants and their susceptibility to drainage affected the preserved vegetation.

Plant species assemblages in natural bogs: centre vs. margins.

Similarity analyses did not reveal any evidence of differences in plant assemblages between margins and centres of natural open bogs sampled. In contrast, many studies have found vegetation, hydrologic (Damman & Dowhan 1981; Bubier 1991) and/or chemical (Vitt & Bayley 1984) gradients from margins to centre in natural bogs. However, in these cases, sampling was not restricted to the open part of the natural bog and often included forested edges of the peatlands. Some studies even included the lagg zone (Bubier 1991). The peatland-margin to peatland-expanse gradient used in published studies was minimised in our study, which was limited to the open, exploitable part of the bog only.

Despite the plant assemblages response, some species were preferentially located in the bog centre. With statistical ordination, we discerned, at the species level, some responses that were undetectable at the plant assemblages level with similarity indices. According to the ordination biplot and to the strata sampling, the species group associated with the lawn/carpet microhabitat was found in bog centres where open water tended to occur. Even though few bogs developed pools, the high association of pools with specific plants contributed to local biodiversity. Peat mining leaves remnants which usually do not retain pools due to their peripheral location and thereby contributes to lower biodiversity within bogs.

Effect of peat mining on vegetation and water conditions

Plant species assemblages found adjacent to the mined area of exploited bogs were markedly different of those of the natural bog habitat. Some species were favoured by dryness prevailing in remnant margins while *Sphagnum* mats were greatly reduced compared to natural margins, pointing out the dryer state of the remnants. Indeed, *Sphagnum* mosses are extremely sensitive to water availability (Wagner & Titus 1984; Rydin & McDonald 1985). The marked difference of *Sphagnum* cover between natural and remnant margins must have strongly influenced the value of the similarity index when comparing plant assemblages between those plot types as the similarity index used took abundance into account. Within remnants, even the third transect, which was on average 60 m from the mined area, had less extensive *Sphagnum* mats than the corresponding transect in natural margins. According to the

percent cover gradient from the mined area within remnant margins, *Sphagnum* mosses proved to be a key *stratum* indicator of mining effect on vegetation.

Vegetation differences found between remnants and natural margins were related to water conditions. Remnants were drier than natural margins. The overall peat moisture content of remnant margins was lower than in natural margins and, for any transect, the water table was lower in remnant margins than in natural margins. Many authors suggest that the water table is not affected more than 5 to 10 m away from the drainage ditch (Boelter 1972; Berry & Jeglum 1991). Nevertheless, Hillman (1992) reported that the level of the water table can be lowered by as much as 56 cm halfway between ditches spaced 50 m apart. Moreover, Boelter (1972) has shown that if the peat is fibric, the water table can be lowered more than 50 m away from a drainage ditch. In our study, the highest degree of peat decomposition was 3 on Von Post scale, indicating the susceptibility of peat to drainage.

Moreover, the water table gradient from the exploited edge within remnants suggests that their drier state was due to peat mining and not to intrinsic pre-mining conditions. In the latter case, we would either have expected no differences between transects or have predicted an inverse gradient (according to contrast with natural margins). The fact that peat moisture content did not follow the same trend as the water level within remnants could be due to higher peat compaction, which could have occurred toward the mined edge (Rothwell *et al.* 1996). Indeed, peat compaction increases bulk density and water retention capacity (Price 1997). Thus subsidence may have lessened the effect of a lower water table. The higher degree of decomposition of the first transect within remnant margins also suggests subsidence. Nevertheless, higher water retention of peat near the mined edge did not promote *Sphagnum* growth since this water is not readily available to *Sphagnum* mosses which have a weak capillary pull on water (Price 1997).

Management recommendations, conservation and restoration implications

For metapopulation dynamics, whole bog ecosystem conservation is probably more important than remnants within exploited sites. Nevertheless, on a shorter time scale, bog remnants beside mined areas may function as refuges for plant communities during peat extraction and, as a source of colonists for restoration once peat mining are abandoned. Until now, establishment of a *Sphagnum* carpet has been the main focus of restoration in eastern Canada (Campeau & Rochefort 1996; Quinty & Rochefort 1997; Rochefort & Campeau

1997). Remnants studied here included the main *Sphagnum* species used for active reintroduction in restoration processes (*S. fuscum*, *S. angustifolium*, *S. capillifolium*, *S. magellanicum*, *S. flavicomans*) (Campeau & Rochefort 1996; Rochefort *et al.* 1997). Nevertheless, sampling by strata showed that the *Sphagnum* carpet expanse in remnant sites was reduced. Moreover, some *Sphagnum* species (those of the lawn/carpet microhabitat in particular) were absent or rarely found in remnant sites. For *Carex* and ericaceous shrubs, which were recently subjected to restoration experiments (Boudreau & Rochefort 1998), only the latter were well represented in studied remnants.

Significant differences in plant species assemblages and water conditions between remnants and natural bogs suggest that current peat mining practices reduce the ecological integrity of remnants. Exploitation management which usually leaves remnants at the bog margins for economic or logistical reasons, should favour the conservation of fewer, larger remnants. As *Sphagnum* mosses and water conditions were still affected at 60 m on average from the mined area, a vegetated strip wider than 120 m is likely to be required in order to counteract influences from ecosystems adjacent to bogs. This should help to preserve natural bog refuges from drainage effects, both from the mined area and the surrounding ecosystem. Moreover, due to their associated plant species, peatlands with pool systems in their centre should be managed differently. They should be excluded from peat mining development and conserved intact. A less constrained conservation option would be to preserve a big natural section beside the exploited area when pools are numerous and extend towards the margins. This big remnant should have a shape that maximises the area to perimeter ratio so to counteract drainage and peat blowing effects.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to the Canadian *Sphagnum* Peat Moss Association, the Association des producteurs de tourbe du Québec, Acadian Peat Moss, Berger Peat Moss, Fafard et frères, Fafard Peat Moss, Lambert Peat Moss, Premier Horticulture and Sungrow Horticulture for logistical and financial support as well as to Lamèque Quality Group for logistical support. We gratefully acknowledge Bruno Drolet, Valérie Delage, Dominique Fiset, Glenda Jones and Stéphane Menu for field assistance and useful discussions, Denis Bastien for help with lichen and moss identification, Normand Vézina from the ministère des Ressources naturelles du Québec and Jacques Thibault from the Ministry of Natural Resources and Energy of New

Brunswick for providing aerial photographs as well as Bruno Drolet, Dr. Marie-Josée Fortin, Dr. Jonathan Price and an unknown reviewer for comments on an earlier version of the manuscript. This study was founded by grants from NSERC (industry) to L. R. and A. D. and (scholarship) to M. P. and by a scholarship from Premier Tech Inc. to M. P.

LITERATURE CITED

- Allen, R.B. & Wilson, J.B. 1991. A method for determining indigenous vegetation from simple environmental factors, and its use for vegetation restoration. *Biol. Conserv.* 56: 265-280.
- Anderson, L.E. 1990. A checklist of *Sphagnum* in North America north of Mexico. *The Bryologist* 93: 500-501.
- Anderson, L.E., Crum, H.A. & Buck, W.R. 1990. List of mosses of North America north of Mexico. *The Bryologist* 93: 448-499.
- Andrus, R.E. 1986. Some aspects of *Sphagnum* ecology. *Can. J. Bot.* 64: 416-426.
- Berry, G.J. & Jeglum., J.K. 1991. *Hydrology of drained and undrained black spruce peatlands: groundwater table profiles and fluctuations*. Forestry Canada. Ontario Region, Sault Ste. Marie. COFRDA Rep.3307.
- Boelter, D.H. 1972. Water table drawdown around an open ditch in organic soils. *J. Hydrol.* 15: 329-340.
- Boudreau, S. & Rochefort, L. 1998. Restoration of post-mined peatlands: effect of vascular pioneer species on *Sphagnum* establishment. In: Malterer, T., Johnson, K. & Stewart, J. (eds.) *Proc. of the 1998 International peat symposium: "Peatland Restoration & Reclamation-Techniques and Regulatory Considerations"*, pp.39-43. International Peat Society and University of Minnesota, Duluth.
- Brooker, M.G. & Margules, C.R. 1996. The relative conservation value of remnant patches of native vegetation in the wheatbelt of Western Australia: I. Plant diversity. *Pacific Conservation Biology* 2: 268-278.
- Brown, S.C. & Bedford, B.L. 1997. Restoration of wetland vegetation with transplanted wetland soil: an experimental study. *Wetlands* 17: 424-437.
- Bubier, J.L. 1991. Patterns of *Picea mariana* (Black Spruce) growth and raised bog development in Victory Basin, Vermont. *Bull. Torrey Bot. Club* 118: 399-411.

- Campeau, S. & Rochefort, L. 1996. *Sphagnum* regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse experiments. *J. Appl. Ecol.* 33: 599-608.
- Damman, A.W.H. & Dowhan, J.J. 1981. Vegetation and habitat conditions in Western Head Bog, a southern Nova Scotian plateau bog. *Can. J. of Bot.* 59: 1343-1359.
- Dang, Q.L. & Lieffers, V.J. 1989. Assessment of patterns of response of tree ring growth of black spruce following peatland drainage. *Can. J. For. Res.* 19: 924-929.
- Desrochers, A., Rochefort, L. & Savard, J.-P.L. 1998. Avian recolonization of eastern Canadian bogs after peat mining. *Can. J. Zool.* 76: 989-997.
- Esslinger, T.T. & Egan, R.S. 1995. A sixth checklist of the lichen-forming, lichenicolous and allied fungi of the continental United States and Canada. *The Bryologist* 98: 467-549.
- Ferland, C. & Rochefort, L. 1997. Restoration techniques for *Sphagnum*-dominated peatlands. *Can. J. Bot.* 75: 1110-1118.
- Fernald, M.L. 1950. *Gray's manual of Botany. A handbook of the flowering plants and ferns of the central and northeastern United States and adjacent Canada. 8th ed.* American Book Company, New York.
- Gore, A.J.P. 1983. *Ecosystems of the world 4A. Mires: swamp, bog, fen and moor. General studies.* Elsevier, Amsterdam.
- Gorham, E. 1990. Biotic impoverishment in northern peatlands. In: Woodwell, G.M. (ed.) *The earth in transition. Patterns and processes of biotic impoverishment*, pp.65-98. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hillman, G.R. 1992. Some hydrological effects of peatland drainage in Alberta's boreal forest. *Can. J. For. Res.* 22: 1588-1596.
- Keys, D. & Henderson, R.E. 1987. *An investigation of the peat resources of New Brunswick.* New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Minerals and Energy Division, report 83-10.
- Kirkpatrick, J.B. & Gilfedder, L. 1995. Maintaining integrity compared with maintaining rare and threatened taxa in remnant bushland in subhumid Tasmania. *Biol. Conserv.* 74: 1-8.
- Laine, J. & Vanha-Majamaa, I. 1992. Vegetation ecology along a tropic gradient on drained pine mires in southern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 29: 213-233.
- Laine, J., Vasander, H., & Laiho, R. 1995. Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. *J. Appl. Ecol.* 32: 785-802.

- Legendre, P. & Fortin, M.-J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80: 107-138.
- Legendre, L. & Legendre, P. 1984. *Écologie numérique 2e éd. Tome 2: La structure des données écologiques*. Masson, Paris et les Presses de l'Université du Québec.
- Lieffers, V.J. & Rothwell, R.L. 1987. Effects of drainage on substrate temperature and phenology of some trees and shrubs in an Alberta peatland. *Can. J. For. Res.* 17: 97-104.
- Malterer, T.J., Verry, E.S. & Erjavec, J. 1992. Fiber content and degree of decomposition in peats: review of national methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1200-1211.
- Manly, B.F.J. 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology. Second edition. Chapman & Hall, London.
- Moravec, J. 1998. Reconstructed natural versus potential natural vegetation in vegetation mapping - a discussion of concepts. *Applied Vegetation Science* 1: 173-176.
- National Wetlands Working Group. 1988. *Wetlands of Canada*. Sustainable Development Branch, Environment Canada, Ottawa, and Polyscience Publications Inc., Montréal. Ecological Land Classification Series, No. 24.
- Prévost, M., Belleau, P. & Plamondon, A.P. 1997. Substrate conditions in a treed peatland: responses to drainage. *Écoscience* 4: 543-554.
- Price, J.S. 1997. Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog. *J. Hydrol.* 202: 21-32.
- Prober, S.M. & Thiele, K.R. 1995. Conservation of the grassy white box woodlands: relative contributions of size and disturbance to floristic composition and diversity of remnants. *Aust. J. Bot.* 43: 349-366.
- Quinty, F. & Rochefort, L. 1997. Plant reintroduction on a harvested peat bog. In: Trettin, C.C., Jurgensen, M.F., Grigal, D.F., Gale, M.R. & Jeglum, J.K. (eds.) *Northern Forested Wetlands: Ecology and Management*, pp.133-145. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton.
- Rochefort, L. & Campeau, S. 1997. Rehabilitation work on post-harvested bogs in southeastern Canada. In: Parkyn, L., Stoneman, R.E. & Ingram, H.A.P. (eds.) *Conserving peatlands*, pp.287-294. CAB International, Wallingford.
- Rochefort, L., Quinty, F. & Campeau, S. 1997. Restoration of peatland vegetation: the case of damaged or completely removed acrotelm. *Int. Peat J.* 7: 20-28.

- Rothwell, R.L., Silins, U. and Hillman, G.R. 1996. The effects of drainage on substrate water content at several forested Alberta peatlands. *Can. J. For. Res.* 26: 53-62.
- Rydin, H. & McDonald, J.S. 1985. Tolerance of *Sphagnum* to water level. *J. Bryol.* 13: 571-578.
- Sagot, C. & Rochefort, L. 1996. Tolérance des sphaignes à la dessiccation. *Cryptogamie, Bryol. Lichénol.* 17: 171-183.
- Sarmiento, F.O. 1997. Arrested succession in pastures hinders regeneration of Tropandean forests and shreds mountain landscapes. *Envir. Conserv.* 24: 14-23.
- SAS Institute Inc. 1988. *SAS/STAT User's guide. Release 6.03 edition.* SAS Institute Inc., Cary.
- Scoggan, H.J. 1978. *The flora of Canada.* National Museum of Natural Sciences. National Museums of Canada, Ottawa. Publications in Botany No. 7.
- Sokal, R.R. & Rohlf, R.J. 1995. *Biometry. 3rd ed.* Freeman, New York.
- Stotler, R. & Crandall-Stotler, B. 1977. A checklist of the liverworts and hornworts of North America. *The Bryologist* 80: 405-428.
- ter Braak, C.J.F. 1987. Ordination. In: Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. (eds.) *Data analysis in community and landscape ecology*, pp. 91-173. Pudoc, Wageningen.
- ter Braak, C.J.F. 1988. *Canono, a FORTRAN program for canonical community ordination by partial, detrended, canonical, correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis. (Version 3.12)* Agricultural Mathematics Group, Wageningen.
- Vasander, H. 1982. Plant biomass and production in virgin, drained and fertilized sites in a raised bog in southern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 19: 103-125.
- Vitt, D.H. & Bayley, S.E. 1984. The vegetation and water chemistry of four oligotrophic basin mires in northwestern Ontario. *Can. J. Bot.* 62: 1485-1500.
- Wagner, D.J. & Titus, J.E. 1984. Comparative desiccation tolerance of two *Sphagnum* mosses. *Oecologia* 62: 182-187.
- Wang, E.I.C., Mueller, T. & Micko, M.M. 1985. Drainage effect on growth and wood quality of some bog grown trees in Alberta. *The Forestry Chronicle* 61: 489-493.
- Webb, N.R. & Vermaat, A.H. 1990. Changes in vegetational diversity on remnant heathland fragments. *Biol. Conserv.* 53: 253-264.

App. 1. List of all species recorded with their percent occurrence for each plot type (out of 24 for each type) (NC = natural centre, NM = natural margin, RM = remnant margin). Species with a \square symbol are considered shading over the ground layer and build the environmental variable named shade (see Fig. 3). According to Fernald (1950)

Code	Genera species	NC (n = 24)	NM (n = 24)	RM (n = 24)	Total (n = 72)
		%	%	%	%
<i>Sphagnum</i> mosses					
ANG	<i>Sphagnum angustifolium</i>	13	54	29	32
AUS	<i>Sphagnum austinii</i>	13	0	4	6
CAP	<i>Sphagnum capillifolium</i>	100	100	96	99
CUS	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	29	4	8	14
FAL	<i>Sphagnum fallax</i>	8	21	8	13
FLA	<i>Sphagnum flavicomans</i>	21	17	21	19
FUS	<i>Sphagnum fuscum</i>	96	88	88	90
MAG	<i>Sphagnum magellanicum</i>	92	83	88	88
MAJ	<i>Sphagnum majus</i>	25	4	8	13
PAP	<i>Sphagnum papillosum</i>	8	4	4	6
PUL	<i>Sphagnum pulchrum</i>	8	0	4	4
RUS	<i>Sphagnum russowii</i>	4	0	8	4
TEN	<i>Sphagnum tenellum</i>	21	0	4	8
RIP	<i>Sphagnum riparium</i>	4	0	0	1
Mosses other than <i>Sphagnum</i>					
Aul pal	<i>Aulacomnium palustre</i>	4	13	4	7
Cal str	<i>Calliergon stramineum</i>	4	0	0	1
Dic cer	<i>Dicranella cerviculata</i>	0	0	4	1
Dic lei	<i>Dicranum leioneuron</i>	8	0	25	11
Dic mon	<i>Dicranum montanum</i>	4	8	8	7
Dic ond	<i>Dicranum undulatum</i>	50	46	75	57
Dic pol	<i>Dicranum polysetum</i>	21	46	67	44
Dic sco	<i>Dicranum scoparium</i>	8	4	8	7
Dic spa	<i>Dicranum spadiceum</i>	4	4	4	4
Ple sch	<i>Pleurozium schreberi</i>	29	63	58	50
Poh nut	<i>Pohlia nutans</i>	67	67	75	69
Pol str	<i>Polytrichum strictum</i>	79	83	88	83
Ste ser	<i>Steerecleus serrulatus</i>	4	0	0	1
Warnst.	<i>Warnstorfia exannulata</i>	4	0	0	1
Warnst.	<i>Warnstorfia fluitans</i>	13	4	4	7
Warnst.	<i>Warnstorfia sp.</i>	4	0	0	1
Liverworts					
Bar att	<i>Barbilophozia attenuata</i>	8	13	8	10
Baz tri	<i>Bazzania trilobata</i>	4	21	17	14

Ble tri	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	38	25	8	24
Cep sp.	<i>Cephalozia sp.</i>	13	0	0	4
Cal mue	<i>Calypogeja muelleriana</i>	0	13	0	4
Cla flu	<i>Cladopodiella fluitans</i>	42	13	13	22
Myl ano	<i>Mylia anomala</i>	96	83	83	88

Lichens

Cetraria	<i>Cetraria islandica</i> subsp. <i>crispiformis</i>	13	4	0	6
Cetraria	<i>Cetraria islandica</i> subsp. <i>islandica</i>	21	17	8	15
Cet del	<i>Cetrariella delisei</i>	4	0	0	1
Cla mit	<i>Cladina mitis</i>	63	63	79	68
Cla ran	<i>Cladina rangiferina</i>	71	75	88	78
Cla ste	<i>Cladina stellaris</i>	54	42	42	46
Cla sty	<i>Cladina stygia</i>	33	25	17	25
Cla amo	<i>Cladonia amaurocraea</i>	4	0	0	1
Cla bac	<i>Cladonia bacillaris</i>	0	0	4	1
Cla bot	<i>Cladonia botrytes</i>	0	0	4	1
Cla cen	<i>Cladonia cenotea</i>	4	4	21	10
Cla chl	<i>Cladonia chlorophaea</i>	8	21	21	17
Cla cer	<i>Cladonia cervicornis</i> subsp. <i>verticillata</i>	4	0	0	1
Cla con	<i>Cladonia conista</i>	0	0	4	1
Cla cri	<i>Cladonia crispata</i>	17	25	33	25
Cla crt	<i>Cladonia cristatella</i>	4	13	17	11
Cla dec	<i>Cladonia decorticata</i>	0	0	4	1
Cla def	<i>Cladonia deformis</i>	8	17	42	22
Cla fim	<i>Cladonia fimbriata</i>	8	25	21	18
Cla max	<i>Cladonia maxima</i>	0	8	0	3
Cla phy	<i>Cladonia phyllophora</i>	0	0	4	1
Cla ple	<i>Cladonia pleurota</i>	4	0	4	3
Cla squ	<i>Cladonia squamosa</i>	8	8	8	8
Mic mel	<i>Micarea melaena</i>	0	0	4	1
Par hyp	<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	0	4	0	1

Herbs

Are bul	<i>Arethusa bulbosa</i>	0	4	0	1
Cal pul	<i>Calopogon pulchellus</i>	13	13	17	14
Car exi	<i>Carex exilis</i>	0	4	0	1
Car int	<i>Carex interior</i>	0	4	0	1
Car lim	<i>Carex limosa</i>	21	17	4	14
Car oli	<i>Carex oligosperma</i>	8	17	21	15
Car pau	<i>Carex pauciflora</i>	0	21	8	10
Car tri	<i>Carex trisperma</i>	4	21	0	8
Com liv	<i>Comandra livida</i>	8	33	33	25
Cop gro	<i>Coptis groenlandica</i>	4	8	8	7
Cor can	<i>Cornus canadensis</i>	0	8	4	4
Cyp aca	<i>Cypripedium acaule</i>	0	4	17	7

Dro ang	<i>Drosera anglica</i>	17	0	0	6
Dro rot	<i>Drosera rotundifolia</i>	96	75	75	82
Eri ang	<i>Eriophorum angustifolium</i>	17	63	46	42
Eri cam	<i>Eriophorum chamissonis</i>	8	0	4	4
Eri spi	<i>Eriophorum vaginatum</i> subsp. <i>spissum</i>	71	67	63	67
Eri eru	<i>Eriophorum vaginatum</i> subsp. <i>spissum</i> f. <i>erubescens</i> ♦	13	17	8	13
Eri vir	<i>Eriophorum virginicum</i>	33	17	25	25
Hab ble	<i>Habenaria blephariglottis</i>	0	4	0	1
Mai can	<i>Maianthemum canadense</i>	0	0	4	1
Mel lin	<i>Melampyrum lineare</i>	8	25	25	19
Nup var	<i>Nuphar variegatum</i>	21	0	4	8
Osm cin	<i>Osmunda cinnamomea</i>	0	4	0	1
Rhy alb	<i>Rhynchospora alba</i>	25	0	8	11
Rub cha	<i>Rubus chamaemorus</i>	79	75	88	81
Sar pur	<i>Sarracenia purpurea</i>	71	75	79	75
Sch pal	<i>Scheuchzeria palustris</i>	4	4	8	6
Sci ces	<i>Scirpus caespitosus</i>	50	50	42	47
Sis mon	<i>Sisyrinchium montanum</i>	4	0	0	1
Smi tri	<i>Smilacina trifolia</i>	25	46	33	35
Tri bor	<i>Trientalis borealis</i>	0	0	4	1
Utr cor	<i>Utricularia cornuta</i>	21	0	0	7
Xyr car	<i>Xyris caroliniana</i>	4	0	0	1
Xyr mon	<i>Xyris montana</i>	4	0	0	1

Ericaceous shrubs

And gla	<i>Andromeda glaucophylla</i>	58	29	50	46
Cha cal	<i>Chamaedaphne calyculata</i>	100	100	100	100
Gau his	<i>Gaultheria hispidula</i>	21	25	21	22
Gau pro	<i>Gaultheria procumbens</i>	4	4	8	6
Gay bac	<i>Gaylussacia baccata</i>	33	29	29	31
Kal ang	<i>Kalmia angustifolia</i>	100	100	100	100
Kal pol	<i>Kalmia polifolia</i>	100	92	100	97
Led gro	<i>Ledum groenlandicum</i>	92	100	100	97
Oxy mac	<i>Oxycoccus macrocarpus</i>	8	0	4	4
Oxy ova	<i>Oxycoccus ovalifolius</i>	100	96	92	96
Rho can	<i>Rhododendron canadense</i>	50	46	58	51
Vac ang	<i>Vaccinium angustifolium</i>	58	71	71	67
Vac myr	<i>Vaccinium myrtilloides</i>	8	0	13	7
Vac hyb	<i>Vaccinium angustifolium</i> x <i>myrtilloides</i>	0	0	4	1

Shrubs other than Ericaceae

Aro mel	<i>Aronia melanocarpa</i>	13	8	8	10
Bet pum	<i>Betula pumila</i>	4	4	0	3
Emp nig	<i>Empetrum nigrum</i>	50	46	58	51

Nem muc	<i>Nemopanthus mucronata</i>	8	33	25	22
Sal dis	<i>Salix discolor</i>	0	4	0	1
Myr gal	<i>Myrica gale</i>	13	8	21	14
Vib cas	<i>Viburnum cassinoides</i>	0	13	0	4
Trees					
Abi bal	<i>Abies balsamea</i>	0	4	0	1
Ace rub	<i>Acer rubrum</i>	0	8	4	4
Bet pap	<i>Betula papyrifera</i>	4	0	4	3
Bet pop	<i>Betula populifolia</i>	0	0	13	4
Lar lar	<i>Larix laricina</i>	54	46	58	53
Pic mar	<i>Picea mariana</i>	67	92	83	81
Pin div	<i>Pinus banksiana</i>	4	8	0	4
Others					
Bpeat	<i>Bare Peat</i>	0	0	33	11
DBranch	<i>Death Branch</i>	21	33	33	29
Lit	<i>Litter</i>	92	96	100	96
Mush	<i>Mushroom sp.</i>	8	25	21	18
Owater	<i>Open water</i>	33	17	4	18

CONCLUSION GÉNÉRALE

“It is incomprehensible to many of us that there is any need to be concerned for the future of wild lands in Canada. Surely those wide-open spaces are almost endless... We could never lose the wilderness. There is so much of it!”

Cette citation de Livingston (1970 dans Henderson 1992), rapporte l’opinion qu’avaient, jusqu’à tout récemment, plusieurs Canadiens de leur patrimoine naturel. Selon des témoignages résumés par Henderson, le mythe de la surabondance des ressources naturelles a persisté en Amérique du Nord jusqu’au 20^{ième} siècle. Les premiers parcs nationaux canadiens étaient d’ailleurs établis pour des motifs économiques, tels que ceux associés au tourisme. Aujourd’hui, les lieux historiques et les parcs nationaux sont devenus des symboles nationaux parmi les plus importants pour les Canadiens (sondages et enquêtes publiques; Agence Parcs Canada 1999). Depuis la création du premier parc national du monde en 1872, soit le parc de Yellowstone aux États-Unis, le réseau d’aires protégées s’est développé à l’échelle internationale (McNeely 1982). Néanmoins, bien des écosystèmes, tels que les prairies tempérées ou les forêts tropicales humides, restent sous représentés en termes de superficies mises sous protection (Groombridge 1992).

Malgré le fait que certaines régions du globe présentent encore d’énormes superficies intactes de tourbière, celles-ci constituent un écosystème en danger. En effet, l’Union internationale pour la conservation de la nature (UICN⁵) a récemment estimé que plus de 20 % des tourbières de la planète ont été détruites (Moen 1995, <http://www.imcg.net/>). Les superficies de tourbières protégées dans le monde sont ainsi insuffisantes pour assurer la pérennité de tous les types de tourbières régionalement. En guise d’exemple, il ne reste aucune tourbière non affectée par le drainage en Hollande, un pays qui possédait 1.5 million d’hectares de tourbières, soit 30 % de son territoire (Moen 1995). Les Finlandais furent les pionniers de la conservation des tourbières, ayant mis sous protection plus de 800 000 ha de tourbières depuis 1956 (15 % de la superficie originelle; Aapala *et al.* 1995). Avec plus de 17 % de l’étendue initiale des tourbières du pays protégés, l’Estonie est l’un des pays en tête de liste pour la conservation des tourbières (Ilomets et Kallas 1995).

⁵ Aussi connu sous le nom de « Union mondiale pour la nature »

Dans le premier chapitre de cette thèse, j'ai souligné que malgré le fait que les tourbières nord-américaines soient beaucoup moins affectées par les activités anthropiques que l'ont été les tourbières européennes, certaines régions du Sud du Québec ont accusé depuis plusieurs décennies une baisse manifeste quant au nombre de tourbières laissées intactes dans le paysage. Cependant, le bilan effectué dans le cadre de ce chapitre révèle que moins de 1 % de la superficie totale des tourbières du Québec se trouve présentement sous protection. Cette compilation vient compléter l'analyse de carence du réseau d'aires protégées des Basses-Terres du Saint-Laurent effectuée par Lacasse en 1999. Selon cette dernière analyse, la plaine de Lotbinière serait une priorité dans le plan d'établissement des aires protégées au Québec. En fait, la plaine de Lotbinière est l'ensemble physiographique possédant le plus de tourbières naturelles de toutes les Basses-Terres du Saint-Laurent, alors que les aires de conservation totales y représentent seulement 4 km² (0,14 % du territoire; Lacasse 1999). Cette dernière étude reste toutefois générale quant à la situation des tourbières puisque les superficies protégées n'ont pas été réparties par types d'écosystèmes; seul un portrait global des aires protégées fût dressé. En considérant le fait que les activités affectant les tourbières se concentrent principalement dans les régions méridionales du Canada (Rocheffort 2001), où les tourbières se distinguent de celles du Nord en termes de diversité végétale et animale (Couillard et Grondin 1986, Glaser et Janssens 1986, Payette 2001, Calmé *et al.* sous presse), la revue effectuée dans le cadre du premier chapitre de cette thèse souligne davantage le besoin d'établir de nouvelles zones de conservation pour les tourbières du Québec méridional. Entre autres, les régions administratives de Chaudière-Appalaches et du Centre-du-Québec, dont fait partie la plaine de Lotbinière, devraient être au cœur des prochaines décisions en la matière.

Dans les chapitres deux et trois de cette thèse, je me suis ainsi attaquée au problème de l'emplacement des réserves pour les tourbières de ces deux régions. Comme peu d'inventaires floristiques y ont été pratiqués, la classification des habitats à l'aide de la télédétection par satellite m'a permis d'évaluer rapidement leur diversité végétale. Selon les résultats présentés dans le chapitre deux, il est possible de cartographier au moins 13 habitats à partir des données numériques du satellite Landsat 7. À ma connaissance, cette étude est une des rares à avoir procédé à des relevés de végétation aussi détaillés pour évaluer la capacité des images satellitaires à représenter la diversité végétale. L'originalité du chapitre deux repose

principalement sur les analyses d'ordinations partielles à l'aide desquelles j'ai montré que les 13 classes d'habitats de tourbières, bien que définis *a priori*, étaient aussi bonnes et voire meilleures que les 15 variables environnementales communément mesurées (ombre, nappe phréatique, pH, éléments minéraux, etc.) pour expliquer respectivement la répartition des espèces végétales et la structure de végétation. La carte des habitats de tourbière peut ainsi être directement utilisée pour mettre à jour les plans de conservation des tourbières du Centre-Sud du Québec. Il faut toutefois noter que les habitats classifiés dans ce projet ne représentent pas toute la gamme des habitats de tourbière du sud du Québec. En effet, la technique utilisée pour cartographier les habitats de tourbière à l'aide du satellite Landsat 7 est limitée en ce qui a trait à la classification des forêts denses d'épinettes et de mélèzes sur tourbe, ainsi que des cédrières, érablières et aulnaies-saulaies sur tourbe. Par contre, les cartes forestières produites par le ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ) pourraient être intégrées, à l'aide d'un système d'information géographique, à la classification ici réalisée. Les forêts sur tourbe, qui sont habituellement bien délimitées sur les photographies aériennes du MRNQ, pourraient ainsi facilement être considérées dans les processus de conservation. Les aulnaies-saulaies sur tourbe quant à elles auraient pu être cartographiées à l'aide des techniques employées dans cette thèse. La difficulté d'accès des sites où se trouvent ces habitats n'a cependant pas permis un échantillonnage adéquat pour le type de classification utilisée. Dans le but de protéger la diversité associée aux tourbières de la région et d'établir un réseau de réserves représentatif de la région, les habitats omis dans le cadre de cette thèse devraient être pris en compte dans les plans de conservation des tourbières. Ceci est d'autant plus important que les habitats exclus de cette étude sont pour la plupart minérotophes et devraient ainsi abriter une flore différente des 13 habitats classifiés ici.

Le projet de télédétection effectué dans le cadre de cette thèse pourrait être complété par des inventaires de la faune afin de mesurer la relation entre les habitats cartographiés et la répartition des espèces animales. Dans cet ordre d'idées, Calmé et Desrochers (2000) ont montré que la richesse en espèces aviaires était corrélée au nombre d'habitats au sein des tourbières. Ces derniers ayant été définis à une échelle similaire à celle utilisée dans la présente étude, il est probable que la carte des tourbières produite ici puisse servir à prédire aussi bien la présence des oiseaux que des plantes. Cependant, certains groupes taxonomiques,

tels que les insectes, risquent d'être corrélés avec des patrons de végétation définis à une échelle plus fine. En effet, l'échelle à laquelle la répartition des espèces est étudiée reste un facteur d'importance dans l'analyse spatiale et temporelle des assemblages d'espèces et de leurs interactions (Addicott *et al.* 1987, Underwood et Chapman 1998). Par exemple, la richesse relative de huit groupes d'arthropodes étudiés par Weaver (1995) varie en fonction de l'échelle à laquelle les individus sont dénombrés, compromettant l'utilisation d'un même groupe indicateur à différentes échelles. De même, He et Gaston (2000) ont montré que la relation positive généralement rencontrée entre l'abondance et l'aire d'occupation⁶ (*area of occupancy*) d'une espèce est aussi fonction de la taille de l'unité d'échantillonnage. Ainsi, une étude plus approfondie de la répartition des espèces de groupes taxonomiques autres que les plantes des tourbières du Sud du Québec faciliterait les choix de conservation.

À l'aide d'algorithmes de sélection de réserves, j'ai par la suite mis au point une procédure adaptée au type de carte issu de données de télédétection par satellite afin de sélectionner un réseau de tourbières à protéger. En fait, les cartes numériques produites par classification d'images satellitaires présentent souvent une grande hétérogénéité spatiale (Palmeirim 1988, Kerr *et al.* 2001), ce qui peut entraîner une mauvaise sélection des sites de conservation lorsqu'un habitat est considéré présent alors qu'il n'est distribué qu'en pixels isolés, sans groupements significatifs pour la faune. Malgré une utilisation croissante de l'imagerie satellitaire et une capacité accrue pour la cartographie détaillée, l'hétérogénéité spatiale au sein d'entités susceptibles d'être protégées n'a jamais été intégrée aux algorithmes de sélection de réserves. Les résultats du chapitre trois de cette thèse ont montré que l'effet de la configuration spatiale des habitats de tourbières sur la probabilité de présence de la Paruline à couronne rousse (*Dendroica palmarum*) était intimement lié aux caractéristiques intrinsèques du système étudié. Le fait de contraindre les algorithmes à sélectionner des tourbières montrant des parcelles d'habitat regroupées plutôt que dispersées avait pour effet de rendre les réseaux de conservation moins efficaces en termes de superficie et de nombre total de sites, alors que pour la Paruline à couronne rousse, l'effet n'était pas constant à travers les différents scénarios. La configuration spatiale au sein des sites candidats au processus de conservation mériterait ainsi plus d'attention dans les recherches futures sur la sélection de réserves. Également, réduire les coûts de conservation en minimisant le nombre de sites plutôt

⁶ Aire occupée par une espèce au sein de son aire de répartition (Gaston 1991).

que la superficie totale du réseau semble la procédure la plus avantageuse pour cette espèce dans le réseau de tourbières à l'étude. Enfin, comme les résultats de ce chapitre montrent que l'abondance régionale des tourbières est importante pour la Paruline à couronne rousse, des contraintes additionnelles devraient être incorporées au processus de sélection des réserves de telle sorte que les tourbières choisies soient le plus près possible les unes des autres.

Étant donné que l'objectif de pérennité des espèces s'ajoute à celui de représenter le nombre d'espèces maximal au sein du réseau d'aires protégées, les algorithmes de sélection de réserves devraient tenir compte de la dynamique temporelle de la répartition des espèces. Par exemple, les résultats du chapitre trois pourraient être complétés par des analyses de viabilité des populations pour définir la taille minimale des réserves (Cabeza et Moilanen 2001). Étant donné que des données de répartition démographique (ou génétique) sur plusieurs années sont nécessaires à de telles analyses (Boyce 1992, Beissinger et Westphal 1998), la Paruline à couronne rousse pourrait encore ici servir de modèle pour établir ces limites. Sa sensibilité à la taille des tourbières et à leur abondance régionale en fait une bonne candidate au titre d'espèce parapluie (Calmé *et al.* sous presse). À tout le moins, il serait important de connaître les patrons de présence sur plusieurs années.

Bien sûr, la Paruline à couronne rousse n'est pas la seule espèce d'intérêt dans la planification d'un réseau de tourbières protégées pour le Sud du Québec. En ce sens, les abondants relevés de végétation effectués pour répondre aux objectifs du chapitre deux m'ont permis d'établir quels habitats étaient les plus variables et les plus distincts en termes de composition en espèces végétales. Les espèces associées aux habitats plus variables sont plus susceptibles d'être sous-représentées lorsqu'un faible pourcentage de chacun des habitats est préservé. Quant aux habitats les plus distincts, ils devraient abriter des espèces moins fréquentes ou abondantes dans les autres types d'habitats. Dans la littérature, je n'ai pu relever que deux facteurs de pondération à l'aide desquels les superficies à protéger pour chacun des habitats sont établies, soit leur rareté et leur vulnérabilité à certaines formes d'exploitation industrielle (Pressey et Taffs 2001). Suite aux travaux de recherche présentés dans cette thèse, le caractère distinct des habitats de tourbières ainsi que la variabilité de leur composition en espèces pourraient éventuellement être utilisés pour raffiner les décisions quant à la détermination des superficies minimales à conserver pour chacun des habitats.

Dans le cadre de cette thèse, je n'ai pas évalué les paramètres conférant un caractère exceptionnel à certaines tourbières de la région. En effet, les algorithmes utilisés ici visent à minimiser la superficie (ou le nombre total de sites) du réseau sélectionné tout en maximisant les superficies d'habitats conservées, ignorant ainsi le caractère global d'une tourbière. Par exemple, une tourbière ayant peu d'intérêt pour la conservation peut être sélectionnée si elle comporte une grande parcelle d'un habitat encore sous-représenté dans le processus de sélection. Il est par contre possible de tenir compte du caractère global des tourbières à l'aide d'une grille d'évaluation où les valeurs de plusieurs critères plus ou moins indépendants sont additionnées (ou multipliées) pour chaque site. Selon cette méthode, tous les sites se voient attribués un score résultant de cette addition ou multiplication des valeurs numériques associées à une série de caractéristiques (biologiques, sociales ou économiques), ce qui permet d'ordonner les sites selon leur importance en terme de priorité de conservation (Wright 1977, Smith & Théberge 1986). Une grille d'évaluation a donc été construite pour les tourbières cartographiées dans cette étude. Les cinq critères utilisés étaient : la superficie de la tourbière, la superficie des mares, la superficie des trois habitats les plus variables et distincts (habitats 3, 4, 10; voir chapitre 2 et 3 pour leurs définition et caractéristiques), l'isolement de la tourbière (nombre de pixels de tourbière dans un rayon de 10 km) et la diversité en habitats (indice de Shannon-Wiener). Les cotes Z des valeurs associées à ces cinq critères ont été calculées selon la méthode développée par Quinty et Drolet (1999). Selon ces critères, les tourbières Saint-Charles, Villeroy, Harlaka, Lac Rose, Dosquet, Seigneurie Saint-Gilles, Sainte-Séraphine Sud, Saint-Patrice, Sainte-Anastasie et Sainte-Hélène (voir Buteau 1989) ont été classées au dix premiers rangs.

Les algorithmes pourraient ensuite être contraints à sélectionner d'abord ces dix (ou x premières) tourbières. Les tourbières Harlaka⁷ et Villeroy sont d'ailleurs convoitées par le ministère de l'Environnement du Québec qui veut en faire des réserves écologiques. Ensuite, pour compléter le réseau à l'aide des algorithmes développés dans le cadre du chapitre trois, les habitats 3, 4, 10, 12 et 13 (voir chapitre 2 et 3 pour leurs définition et caractéristiques) pourraient être représentés de façon plus importante au sein du réseau choisi étant donné leur caractère distinct et variable.

⁷ Aussi connue sous le nom de Grande Plée bleue

La sélection de tourbières candidates au statut de réserves naturelles n'est plus possible dans certaines régions du Québec, telles que dans le Bas-Saint-Laurent où les tourbières soustraites aux activités industrielles restent peu nombreuses. Dans le quatrième chapitre, je me suis ainsi concentrée sur des questions relatives au design des tourbières exploitées. À partir de relevés de végétation de tourbières naturelles et de fragments résiduels au sein de tourbières exploitées au Québec et au Nouveau-Brunswick, j'ai montré que ceux-ci ne constituent pas une alternative en matière de conservation étant donné que leur végétation n'est pas représentative de l'ensemble d'une tourbière naturelle. À tout le moins, ces fragments devraient présenter une largeur de plus de 120 m pour atténuer les effets du drainage. Les expériences représentent néanmoins le seul moyen d'établir des relations de cause à effet, quoique certaines variables descriptives puissent (ou auraient pu) être mesurées pour caractériser plus en détail l'état des fragments résiduels en comparaison avec celui des marges naturelles. Par exemple, l'épaisseur du dépôt de tourbe devrait représenter un indice fiable quant à l'état initial des fragments résiduels. L'absence de différence entre les deux types de parcelles serait un argument supplémentaire en faveur d'un effet de drainage au sein des fragments résiduels. Le suivi des conditions hydrologiques et de la répartition des espèces végétales pourrait également être entrepris lorsque de nouvelles sections de tourbières sont ouvertes à l'extraction de la tourbe. Ce projet constituerait une expérience valable pour étudier l'effet du drainage dans les fragments résiduels des tourbières du Sud-Est canadien. Il reste que ces fragments prennent toute leur importance face aux objectifs de restauration des tourbières abandonnées après exploitation en fournissant du matériel végétal pour révégérer et recoloniser les dépôts de tourbe à nu.

L'établissement de réserves naturelles n'est qu'une des approches nécessaires au maintien des écosystèmes naturels et de leurs composantes (Caughley 1994). Une stratégie variée est forcément plus prometteuse qu'une démarche exclusive aux aires protégées pour contrer le nombre grandissant d'espèces déclarées disparues. En effet, même si les superficies conservées étaient doublées, seulement 10 % des surfaces terrestres du globe seraient sous protection. La matrice environnant les aires protégées devrait ainsi être considérée dans le processus d'aménagement et de conservation des ressources. Par exemple, Renjifo (2001) a montré que dans les fragments de forêt de la région sub-andéenne, l'abondance de 66 % des espèces d'oiseaux était influencée par le type de paysage autour des sites étudiés. Certaines

règles générales ont même été établies pour assurer le maintien d'habitats favorables à une espèce cible aux environs des sites d'intérêt. Ainsi, pour la Chouette tachetée (*Strix occidentalis caurina*), la règle du 50-11-40 a été adoptée afin que 50 % du territoire environnant les vieilles forêts de la région du *Pacific Northwest* (États-Unis) soient conservés avec des arbres de plus de 11 cm de diamètre et un couvert forestier de 40 % (Franklin 1993). En comparaison avec les îlots forestiers, les tourbières contrastent davantage avec la matrice environnante au sud de la zone boréale (pour les assemblages d'oiseaux du Sud du Québec, voir Calmé *et al.* sous presse). Les travaux de Pellerin et Lavoie (manuscrit en préparation) montrent d'ailleurs que les tourbières du Bas-Saint-Laurent se sont fortement reboisées depuis les années 50, l'intensification des pratiques agricoles de la région étant un des facteurs susceptibles d'avoir influencé l'évolution de leur végétation. L'aménagement des terres autour des tourbières nécessite ainsi une attention particulière.

Enfin, la dimension politique demeure incontournable dans toute démarche de conservation. Plusieurs facteurs économiques et sociaux peuvent retarder la protection d'un site reconnu depuis longtemps. La tourbière Harlaka (Grande Plée bleue) du Québec méridional en est un bel exemple. Même après plus de dix années d'efforts des membres de la Société de conservation et de mise en valeur de la Grande Plée bleue, cette tourbière, reconnue internationalement pour son caractère exceptionnel, n'est toujours pas protégée. L'importance des aspects politiques ne peut ainsi être ignorée dans le développement des plans de conservation. Les algorithmes de sélection de réserves présentent justement une grande flexibilité quant à l'exploration de différents scénarios de conservation de façon à intégrer plusieurs contraintes politiques. La tenure des terres serait ainsi un des facteurs à considérer pour faciliter la mise sous protection des tourbières du Sud du Québec. L'éducation du public reste également un volet important en matière de conservation.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Aapala, K., T. Lindholm et R. Heikkilä. 1995. Protected mires in Finland. *Gunneria* 70: 205-220.
- Addicott, J.F., J.M. Aho, M.F. Antolin, D.K. Padilla, J.S. Richardson et D.A. Soluk. 1987. Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos* 49: 340-346.
- Agence Parcs Canada. 1999. Rapport sur l'état des aires patrimoniales protégées. Sa majesté la reine en droit du Canada, Ottawa, Canada (www.parksCanada.pch.gc.ca).

- Bessinger, S.R. et M.I. Westphal. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62: 821-841.
- Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481-506.
- Buteau, P., 1989. Atlas des tourbières du Québec méridional. Gouvernement du Québec, Québec, Canada. DV-89-02.
- Cabeza, M. et A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 242-248.
- Calmé, S. et A. Desrochers. 2000. Biogeographic aspects of the distribution of bird species breeding in Quebec's peatlands. *Journal of Biogeography* 27: 725-732.
- Calmé, S., A. Desrochers et J.-P.L. Savard. Sous presse. Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation*.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- Couillard, L. et P. Grondin. 1986. La végétation des milieux humides du Québec. Gouvernement du Québec, Québec, Canada.
- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological applications* 3: 202-205.
- Gaston, K.J. 1991. How large is a species' geographic range? *Oikos* 61: 434-438.
- Glaser, P.H. et J.A. Janssens. 1986. Raised bogs in eastern North America: transitions in landforms and gross stratigraphy. *Canadian Journal of Botany* 64: 395-415.
- Groombridge, B. 1992. Global biodiversity. Status of the Earth's Living Resources. World Conservation Monitoring Centre. Chapman et Hall, London, U.K.
- He, F. et K.J. Gaston. 2000. Occupancy-abundance relationships and sampling scales. *Ecography* 23: 503-511.
- Henderson, N. 1992. Wilderness and the nature conservation ideal: Britain, Canada, and the United States contrasted. *Ambio* 21: 394-399.
- Ilomets, M. et R. Kallas. 1995. Estonian mires – past, present and future alternatives. *Gunneria* 70: 117-126.

- Kerr, J.T., T.R.E. Southwood et J. Cihlar. 2001. Remotly sensed habitat diversity predicts butterfly species richness and community similarity in Canada. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98: 11365-11370.
- Lacasse, P. 1999. Proposition méthodologique d'analyse de carence régionale : exemple de Basses-Terres du Saint-Laurent. Mémoire de maîtrise. Université Laval. Sainte-Foy, Québec, Canada.
- McNeely, J. 1982. Protected areas have come of age. *Ambio* 11: 236-237.
- Moen, A. 1995. Introduction: regionality and conservation of mires. *Gunneria* 70: 11-22.
- Palmeirim, J.M. 1988. Automatic mapping of avian species habitat using satellite imagery. *Oikos* 52 : 59-68.
- Payette, S. 2001. Les principaux types de tourbières. Pages 39-89 *dans* Payette, S. et L. Rochefort (éditeurs). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Pressey, R.L. et K.H. Taffs. 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biological Conservation* 100: 355-376.
- Quinty, F. et B. Drolet. 1999. Grille d'évaluation du potentiel de mise en valeur des tourbières des MRC Maria-Chapdelaine et Lac-Saint-Jean-Est. Rapport remis au ministère de l'Environnement du Québec, Québec.
- Renjifo, L.M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* 11 : 14-31.
- Rochefort, L. 2001. La restauration écologique. Pages 449-504 *dans* Payette, S. et L. Rochefort (éditeurs). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Canada.
- Smith, P.G.R. et J.B. Théberge. 1986. A review of criteria for evaluating naural areas. *Environmental Management*. 10: 715-734.
- Underwood, A.J. et M.G. Chapman. 1998. A method for analysing spatial scales of variation in composition of assemblages. *Oecologia* 117 : 570-578.
- Weaver, J.C. 1995. Indicator species and scale of observation. *Conservation Biology* 9: 939-942.

Wright, D.F. 1977. A site evaluation scheme for use in the assessment of potential nature reserves. *Biological conservation* 11: 293-305.

APPENDIX 1

The radiance of all pixels of the image was averaged and plotted for each habitat type to explore the sensitivity of the satellite (Landsat 7/ETM+) to the different peatland habitats. Indeed, aside from error matrices presented in chapter II, the spectral signature of the 13 habitat classes can provide an additional tool for determining the capability of remote sensing techniques to map within-peatland vegetation. According to Figure 1, TM4 and TM5 were the most discriminating bands for the 13 peatland vegetation types, especially for the ones with pools (H12-H13). TM4 is known to detect differences in plant/vegetation types, health, and biomass content, whereas TM5 is mostly sensitive to moisture in soil and vegetation (Richards and Jia 1999¹). When considering each habitat class individually, one can notice that some habitats are more variable in terms of radiance (Fig. 2a). Indeed, the standard deviation of the radiance for habitats H4, H12 and H13 (Herb, SprPool and LawnPool) is larger than for the nine other habitat types. This result suggests that these three habitat types could be subdivided in some more classes. For example, it may be possible to map two types of “Tall Sedges” habitats (with different hydrological states and/or presence of dark hepatic patches) instead of just the one we have mapped in this thesis. For the two habitats with pools (H12, H13), the larger standard deviation may come from the fact that some pixels are barely occupied by pools whereas some others are almost fully represented by pools. On the other hand, the larger radiance variation for these three habitat types could simply be due to miss-classified pixels. However, when looking at the mean and standard deviation of the radiance for the training pixels only (the pixels that have been sampled on the image to train the classification process), the same patterns appear (Fig. 2b). In terms of plant species diversity, habitat H4 (Herb) happens to be the most variable type. This could be related to its high radiance variation. On the contrary, habitats H3 and H10 (Herb and LarHer) present a high variation in plant species diversity but not a particularly high variation in terms of radiance. This suggests that these two habitat types show different plant species from site to site although their radiance is similar. It follows that a real high beta-diversity can be associated to these two types of habitats.

¹ Richards, J. A. and X. Jia. 1999. Remote sensing digital image analysis. An introduction. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

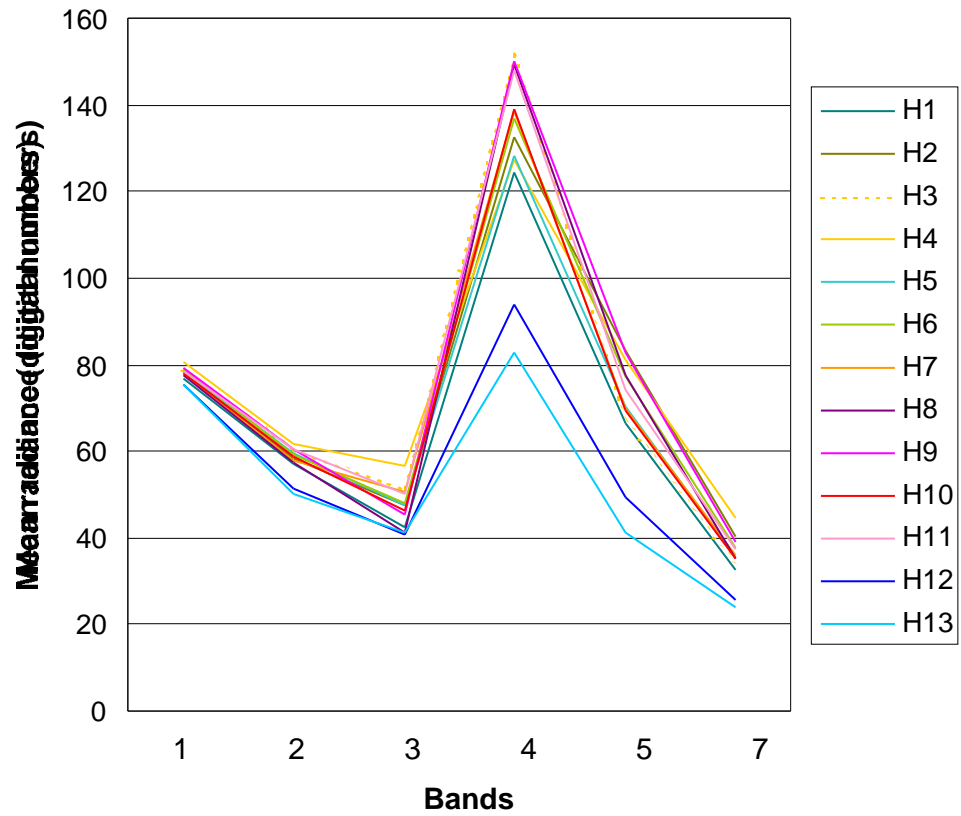


Fig. 1. Radiance of all pixels of a Landsat 7/ETM+ image classified into 13 peatland habitat types in southern Québec. Data were averaged for each habitat type. H1 = SprFor, H2 = Eric, H3 = Herb, H4 = Tsedge, H5 = Spr, H6 = EriSpr, H7 = HerSpr, H8 = LarEri, H9 = EriLar, H10 = LarHer, H11 = HerLar, H12 = SprPool, H13 = LawnPool (see chapter 2 for more details of each habitat type).

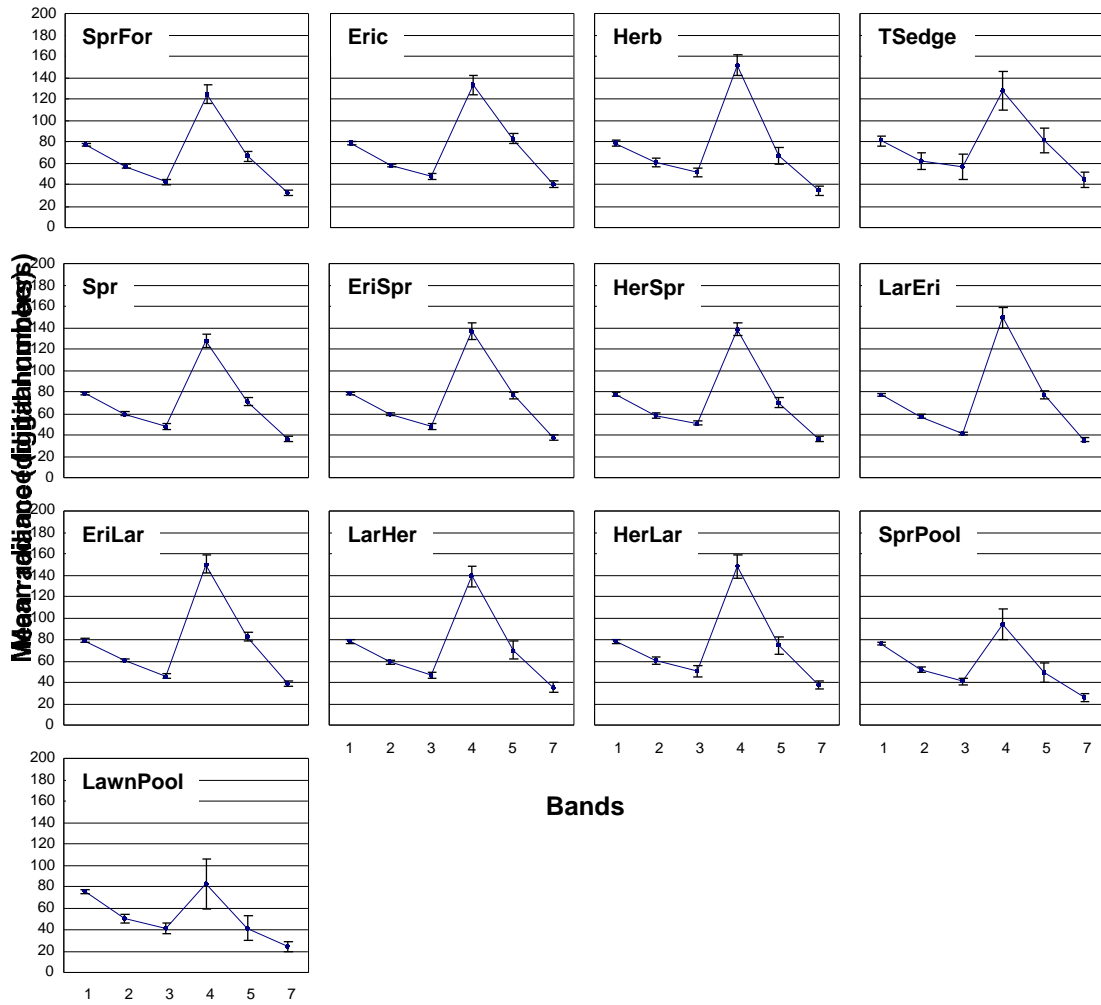


Fig. 2a. Radiance of all pixels of a Landsat 7/ETM+ image classified into 13 peatland habitat types in southern Québec. Data were averaged for each habitat type and standard deviation is shown ($n = 230\ 510; 17732 \pm 16455$ (mean \pm SD) pixels per habitat class). See chapter 2 for a more detailed description of each habitat type.

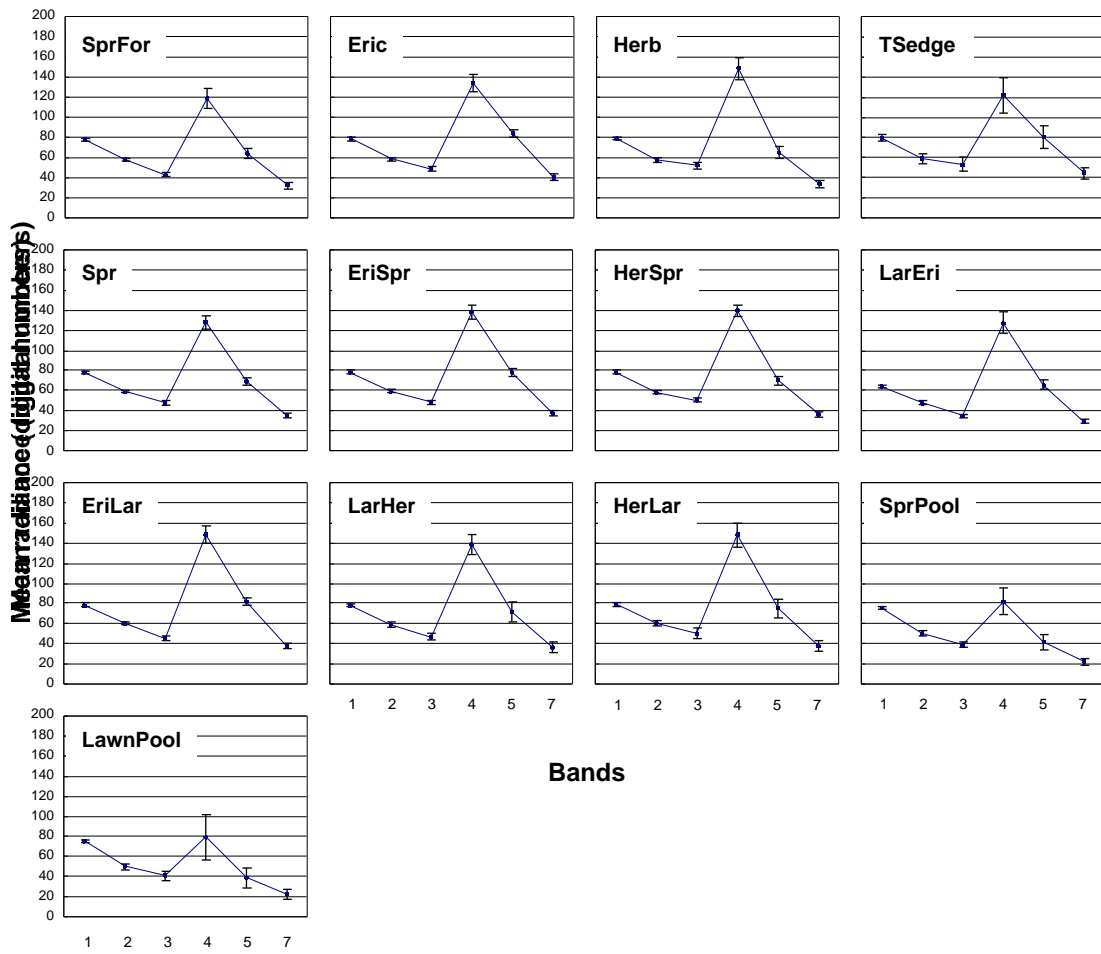


Fig. 2b. Radiance of training pixels used for classifying a Landsat 7/ETM+ image into 13 peatland habitat types in southern Québec. Data were averaged for each habitat type and standard deviation is shown ($n = 1021$; 79 ± 42 (mean \pm SD) pixels per habitat class). See chapter 2 for a more detailed description of each habitat type.