

# Effets de lisière et d'isolement des habitats d'oiseaux chanteurs dans les tourbières exploitées<sup>1</sup>

Valérie DELAGE, Centre de recherche en biologie forestière, Faculté de foresterie et géomatique, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4, Canada.

Marie-Josée FORTIN<sup>2</sup>, Département de Géographie, Université de Montréal, C.P. 6128, Succursale Centre-Ville, Montréal, Québec H3C 3J7, Canada

André DESROCHERS<sup>3</sup>, Centre de recherche en biologie forestière, Faculté de foresterie et géomatique, Université Laval, Sainte-Foy, Québec G1K 7P4, Canada, courriel : andre.desrochers@sbf.ulaval.ca

**Résumé :** Nous avons évalué l'effet de l'emplacement périphérique et de l'isolement des parcelles résiduelles des tourbières exploitées en comparant leur avifaune à celle des parcelles non isolées, en périphérie et au centre de tourbières naturelles avoisinantes. Les assemblages d'espèces trouvés au sein des parcelles résiduelles sont différents de ceux des tourbières naturelles. Les facteurs influençant le plus l'abondance des oiseaux sont la superficie des parcelles résiduelles et leur isolement, ce dernier s'exprimant essentiellement à travers une modification des types de microhabitats. Cela entraîne, par conséquent, une diminution de la paruline à couronne à rousse, (*Dendroica palmarum* [Gmelin]), l'unique spécialiste de tourbières dans notre aire d'étude. L'exploitation des tourbières devrait donc favoriser le regroupement des superficies naturelles résiduelles afin de réduire les effets de lisière et d'isolement sur les microhabitats et la faune associée.

**Mots-clés :** tourbières, oiseaux, conservation, fragmentation, microhabitats.

**Abstract:** We assessed the effects of peripheral location and isolation of residual patches of mined bogs by comparing their avifauna to those of non isolated patches, at the periphery and center of neighbouring natural bogs. Species assemblages found in residual patches were different from those of natural bogs. The most influencing factors affecting bird abundance were residual patch area and isolation, the latter occurring through habitat's type modifications. This implies a decrease of palm warbler, (*Dendroica palmarum* [Gmelin]), the sole specialist of bogs in our study area. Bog mining should then favor clustering of natural residual areas in order to reduce edge effects and isolation of microhabitats and associated wildlife.

**Keywords:** bogs, birds, conservation, fragmentation, microhabitats.

## Introduction

Malgré le grand nombre d'études réalisées à ce jour, les conséquences de la perte et de la fragmentation des habitats sur l'avifaune, demeurent encore peu connues et se rapportent essentiellement aux espèces forestières (Saunders, Hobbs & Margules, 1991; Askins, 1993; Drolet *et al.*, 1999). Plusieurs auteurs ont ainsi montré que les espèces sensibles à la fragmentation semblent surtout affectées par la superficie des habitats disponibles (Andrén 1994; Hinsley *et al.*, 1995; Hawrot & Niemi, 1996) et l'isolement des parcelles restantes (Opdam *et al.*, 1993; Schmiegelow, Machtans & Hannon, 1997). Dans les quelques études concernant les effets de la fragmentation d'habitats non forestiers sur l'avifaune, les microhabitats présents et la superficie des parcelles étudiées semblent aussi jouer un rôle prépondérant (Järvinen & Rajasärkkä, 1992; Knick & Rotenberry, 1995; Swanson, 1996; Calmé & Desrochers, 1999). Enfin, les habitats résiduels peuvent se trouver dans des secteurs peu représentatifs de l'ensemble du paysage avant fragmentation, mais ce phénomène reste encore peu étudié.

Seul un petit nombre d'études suggérant un effet d'isolement des habitats sur l'avifaune ont testé expérimentalement ce paramètre (Schmiegelow, Machtans & Hannon, 1997), ce qui laisse la possibilité d'autres interprétations des résultats telles que des différences de végétation. En effet, l'hétérogénéité des habitats qui composent les parcelles résiduelles joue un rôle important et se trouve souvent positivement corrélée à leur superficie (Freemark & Merriam, 1986).

Les tourbières à sphaignes (tourbières ombrotrophes) sont des milieux non forestiers bien délimités des milieux environnants et habités par une avifaune distincte (Calmé & Desrochers, 1999). Malgré le nombre important de tourbières présentes dans le sud-est du Canada, celles-ci subissent une pression grandissante de l'industrie de la tourbe, ce qui entraîne une perte et une fragmentation locale de ce type d'habitat. Dans cette étude, nous évaluons, à l'aide d'un dispositif quasi expérimental (Scherrer, 1984), dans quelle mesure la composition en espèces d'oiseaux chanteurs, dans des parcelles résiduelles de tourbières fragmentées par la récolte de tourbe, est influencée par leur superficie, leur isolement, leur emplacement (périphérique ou central) au sein des tourbières, ainsi que par les microhabitats qui les composent.

<sup>1</sup>Rec. 1999-04-22; acc. 1999-09-30.

<sup>2</sup>Adresse actuelle : Scholl of Resource and Environmental Management, Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia V5A 1S6, Canada.

<sup>3</sup>Auteur pour la correspondance.

## Matériel et méthodes

### SITES D'ÉTUDE

Les tourbières étudiées sont localisées dans les régions du Lac-Saint-Jean ( $n = 2$ ), de la Côte-Nord ( $n = 2$ ), de Chaudière-Appalaches ( $n = 2$ ) et du Bas-Saint-Laurent ( $n = 3$ ) au Québec, ainsi que dans la région de la péninsule acadienne ( $n = 11$ ), dans le nord-est du Nouveau-Brunswick (pour un total de 20 parcelles de chaque type [Figure 1, Buteau, 1989; Corporation d'information géographique du Nouveau-Brunswick, 1993]). Ces sites ont été choisis car on y rencontre à proximité des tourbières naturelles et exploitées. Contrairement aux tourbières naturelles, les tourbières exploitées sont caractérisées par de grandes superficies dépourvues de végétation séparant des parties naturelles de dimension réduite.

Les tourbières ont d'abord été identifiées à l'aide de photos aériennes, validées sur le terrain. Dans la mesure du possible, les tourbières exploitées (fragmentées) ont été jumelées à des tourbières naturelles ayant des caractéristiques comparables (région, superficie, structure, etc.). Seules les parcelles résiduelles adjacentes à une zone où l'exploitation avait débuté au moins deux ans auparavant ont été sélectionnées, afin d'éviter un délai de réponse provoqué par la fidélité des oiseaux à leur territoire (Wiens & Rotenberry, 1981; Temple & Wiens, 1989).

### CHOIX DES PARCELLES DANS LES TOURBIÈRES

Les parcelles résiduelles de tourbières naturelles laissées à la suite de l'exploitation ont constitué les unités d'étude. Celles-ci ont été sélectionnées afin de mesurer l'effet de leur emplacement au sein des tourbières et de leur isolement. L'emplacement des parcelles est important, puisque, règle générale, la végétation des tourbières tend à devenir de plus en plus ouverte à mesure que l'on s'approche du centre de celles-ci. Ainsi, des parcelles centrales et périphériques de même longueur et largeur (même superficie) ont été comparées au sein d'une même tourbière naturelle (Figure 2). Pour évaluer l'effet d'isolement, des parcelles périphériques de même longueur et largeur, l'une isolée par la récolte de tourbe et l'autre non isolée, ont été comparées entre des tourbières avoisinantes (Figure 2). Seules des parcelles périphériques ont été considérées pour évaluer l'isolement, car la récolte de tourbe s'effectue généralement du centre vers la périphérie des tourbières, laissant ainsi des parcelles surtout en périphérie. Les limites d'une parcelle ont été déterminées par le pourcentage d'arbres en bordure (50 % de recouvrement d'arbres de plus de 1,5 m de haut) et par la limite de la superficie exploitée adjacente, toujours dénuée de végétation. La largeur maximale de la parcelle n'excédait pas 200 m pour respecter les contraintes de détection d'un oiseau en milieu ouvert (Bibby, Burgess & Hill, 1992).

### INVENTAIRES D'OISEAUX

Un transect a été établi au centre de chaque parcelle et marqué tous les 10 mètres sur sa longueur (Figure 2). Durant le dénombrement, l'observateur marchait à vitesse constante le long du transect, s'arrêtant tous les 10 mètres pendant 15 à 30 secondes afin de repérer visuellement ou auditivement les oiseaux manifestant un comportement territorial. Afin de s'assurer de la présence de l'oiseau à

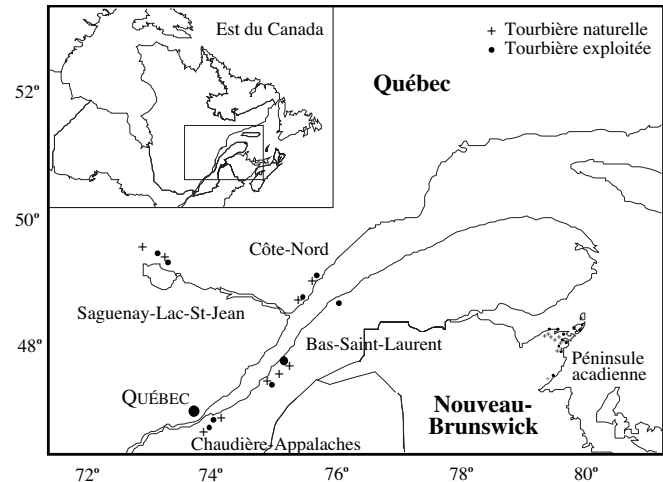


FIGURE 1. Localisation des tourbières étudiées.

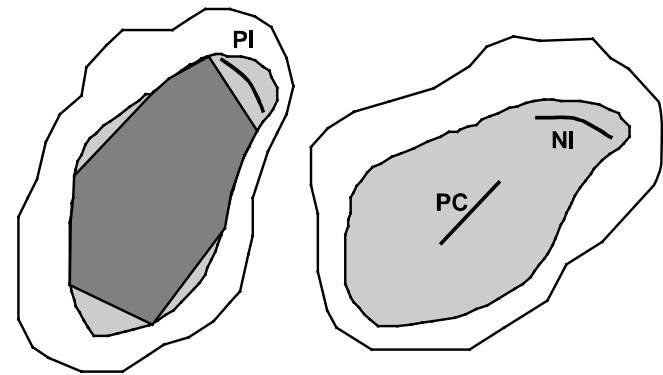


FIGURE 2. Exemple de disposition des transects au sein des tourbières. PI: parcelle résiduelle isolée, NI: parcelle naturelle non isolée, PC: parcelle au centre de la tourbière naturelle. La zone blanche indique la forêt, la zone en gris pâle, la tourbière naturelle et la zone plus foncée, la tourbière exploitée. La superficie des parcelles variait de 0,36 à 8,44 hectares, mais demeurait constante au sein d'une même paire de tourbières comparées.

l'intérieur de la parcelle, en particulier dans les portions naturelles, sa position le long du transect était notée et sa distance perpendiculairement au transect était mesurée à l'aide d'un télémètre laser. L'observation d'un mâle chanteur était considérée comme une preuve de la présence d'un territoire, ainsi qu'une femelle manifestant un comportement de nidification et non apparée avec un mâle déjà recensé. La période de recensement s'est échelonnée du 1<sup>er</sup> au 30 juin 1997, lors de l'établissement des territoires pour la nidification où l'activité de chant est la plus intense, du lever du soleil jusqu'à environ 9:00 heures (heure avancée de l'est). Chaque tourbière a été visitée une fois, du sud vers le nord, le nombre de sites ayant été privilégié par rapport au nombre de visites (Bibby, Burgess & Hill, 1992). Les recensements n'ont été effectués que les jours sans pluie et avec un vent inférieur à 30 km/h.

### INVENTAIRES DES MICROHABITATS

Nous avons effectué une cartographie des microhabitats composant chaque parcelle échantillonnée. Les microhabitats ont été répartis en neuf classes (Tableau I). Les cartes réalisées

TABLEAU I. Codes utilisés pour définir les microhabitats

Code	Types de microhabitats
1	Buissons d'épinettes noires avec quelques grands arbres d'une hauteur > 1,5 m sur plus de 50 % de recouvrement
2	Buissons d'épinettes noires avec quelques grands arbres d'une hauteur > 1,5 m sur moins de 50 % de recouvrement
3	Buissons d'épinettes noires sans grands arbres sur plus de 50 % de recouvrement
4	Buissons d'épinettes noires sans grands arbres sur moins de 50 % de recouvrement
5	Couvert arbustif d'éricacées avec des espèces arborescentes autres que l'épinette noire sur plus de 50 % de recouvrement
6	Couvert arbustif d'éricacées avec des espèces arborescentes autres que l'épinette noire sur moins de 50 % de recouvrement
7	Couvert arbustif d'éricacées sur toute la superficie
8	Couvert arbustif d'éricacées avec mélange de platières à sphaignes (muscinale et herbacée)
9	Eau

sur le terrain ont ensuite été numérisées à l'aide du progiciel Arc-Info 3.5.1 (Environmental Systems Research Institute, 1997), puis analysées avec le système d'information géographique Arc-View 3.0 (Environmental Systems Research Institute, 1996), afin de calculer la superficie de chaque classe de structure à l'intérieur d'une parcelle. Des mesures de configuration de la parcelle, comme la superficie, la longueur, la largeur moyenne, le périmètre, le rapport périmètre/superficie et le périmètre exploité ont également été faites à l'aide d'Arc-View.

#### ANALYSES STATISTIQUES

Dans un premier temps, nous avons voulu savoir si la composition en espèces d'oiseaux et en microhabitats était associée aux modifications de la superficie des tourbières ou à leur éloignement géographique. Pour ce faire, nous avons effectué des tests de Mantel (Mantel, 1967) qui évaluent la corrélation entre deux matrices de similarité à la distribution de fréquence des corrélations obtenues après répartition aléatoire d'une des deux matrices permutée 4999 fois. L'indice de similarité de Steinhaus a été utilisé pour toutes les analyses (Legendre & Legendre, 1984). Cet indice tient compte des données d'abondance et n'inclut pas les espèces absentes dans les deux parcelles comparées. Les relations ont été étudiées entre *i*) la composition en espèces d'oiseaux et la superficie totale des tourbières; *ii*) la composition en microhabitats des parcelles et la superficie totale des tourbières; *iii*) la composition en espèces d'oiseaux et la distance géographique séparant les tourbières et *iv*) la composition en microhabitats et la distance géographique séparant les tourbières.

En second lieu, nous avons cherché à savoir si l'abondance des espèces d'oiseaux différait entre les trois types de parcelles (périphérique isolée en milieu exploité (PI), périphérique non isolée en milieu naturel (NI), centre en milieu naturel (PC), Figure 2) à l'aide de tests de Mantel. Des analyses canoniques de correspondance (ACC) ont également été réalisées pour déterminer si les microhabitats se répartissaient différemment en fonction du type de parcelle. Des ACC, à l'aide du logiciel CANOCO (ter Braak, 1988), et des régressions linéaires multiples ont par ailleurs été utilisées pour déterminer comment les microhabitats constituant les parcelles pouvaient influencer l'abondance des oiseaux.

Dans le cas des ACC, seules les espèces observées plus d'une seule fois ont été retenues. Quant aux régressions linéaires multiples, les quatre espèces les plus abondantes ont été analysées séparément. Les ACC ont été utilisées, car elles nous indiquent comment se répartissent l'ensemble des espèces en fonction des microhabitats. Elles présentent en outre l'avantage de ne pas nécessiter de variables distribuées normalement, contrairement aux régressions linéaires multiples qui permettent, toutefois, de mettre en évidence les microhabitats qui influencent l'abondance de chaque espèce prise individuellement.

Enfin, nous avons testé l'influence de différents descripteurs des parcelles de tourbière isolées en milieu exploité (superficie, rapport périmètre-superficie) sur l'abondance des espèces d'oiseaux à l'aide d'ACC et sur quelques espèces prises individuellement au moyen de régressions linéaires multiples. À moins d'indication contraire, nous avons utilisé des tests d'hypothèse unilatéraux.

## Résultats

Quinze espèces d'oiseaux chanteurs ont été recensées dans l'ensemble des tourbières étudiées, dont quatre espèces n'ont été détectées qu'une seule fois. À eux seuls, et par ordre d'abondance, la paruline masquée, *Geothlypis trichas* (Linné), le bruant de Lincoln, *Melospiza lincolni* (Audubon), la paruline à couronne rousse, *Dendroica palmarum* (Gmelin) et le bruant des prés, *Passerculus sandwichensis* (Gmelin), représentaient 74,2 % de tous les individus détectés (Tableau II).

Nous n'avons détecté aucune influence de l'emplacement régional des tourbières (test de Mantel,  $r = 0,004$ ,  $p = 0,3$ ), ni de la superficie totale de la tourbière (test de Mantel,  $r = 0,06$ ,  $p = 0,1$ ) sur la composition de leur avifaune. Les mêmes analyses reproduites pour la composition en microhabitats ne montraient pas non plus d'associations avec la superficie ou la localisation géographique des tourbières (test de Mantel,  $r = -0,01$ ,  $p = 0,2$  pour la répartition géographique et  $r = 0,049$ ,  $p = 0,1$  pour la superficie totale). Le dispositif de tourbières jumelées prévu pour contrer ces effets n'a donc pas été pris en compte afin de simplifier les analyses.

#### ISOLEMENT ET EMPLACEMENT DES PARCELLES

La richesse spécifique et l'abondance étaient les plus élevées dans les parcelles isolées en milieu exploité (PI, moyenne par parcelle : respectivement  $3,10 \pm 1,33$  et  $6,25 \pm 4,50$ ) et les plus faibles dans les parcelles au centre des milieux naturels (PC, moyenne par parcelle : respectivement  $2,05 \pm 1,32$  et  $4,00 \pm 4,27$ ). Les valeurs dans les parcelles naturelles non isolées se rapprochaient de celles des PI (moyenne par parcelle : richesse spécifique =  $2,95 \pm 1,19$  et abondance =  $6,05 \pm 4,40$ ). La composition en espèces était significativement différente entre les parcelles périphériques isolées, les parcelles périphériques non isolées et les parcelles centrales (test de Mantel,  $r = 0,07$ ,  $p < 0,001$ ). La différence entre l'avifaune du centre et celle de la périphérie était très significative ( $r = 0,15$ ,  $p = 0,0002$ ), montrant ainsi un fort effet de l'emplacement des parcelles au sein d'une tourbière. L'effet de l'isolement des parcelles périphériques était lui aussi significatif (isolées *versus* non-

TABLEAU II. Codes et noms des oiseaux, noms français, latins, anglais; densité des territoires (par 10 hectares) et écart-type pour chaque type de parcelles (voir le code des parcelles à la Figure 2)

Code	Nom français	Nom latin	Nom anglais	PC	NI	PI
BRCH	bruant chanteur	<i>Melospiza melodia</i> (Wilson)	song sparrow	0,45 ± 2,03	0,76 ± 2,47	2,92 ± 7,53
BRGB	bruant à gorge blanche	<i>Zonotrichia albicollis</i> (Gmelin)	white-throated sparrow	0,74 ± 1,87	2,39 ± 5,42	1,38 ± 3,59
BRLI	bruant de Lincoln	<i>Melospiza lincolni</i> (Audubon)	Lincoln's sparrow	3,99 ± 5,69	2,94 ± 4,14	3,71 ± 3,80
BRPR	bruant des prés	<i>Passerculus sandwichensis</i> (Gmelin)	savannah sparrow	3,66 ± 6,28	1,30 ± 2,90	1,58 ± 3,15
CHJA	chardonneret jaune	<i>Carduelis tristis</i> (L.)	American goldfinch	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,11 ± 0,18
GRSO	grive solitaire	<i>Catharus guttatus</i> (Pallas)	hermit trush	1,26 ± 4,78	0,99 ± 3,06	0,76 ± 2,35
MOAU	moucherolle des aulnes	<i>Empidonax alnorum</i> (Brewster)	alder flycatcher	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,16 ± 0,73
PACJ	paruline à croupion jaune	<i>Dendroica coronata</i> (L.)	yellow-rumped warbler	0,00 ± 0,00	0,45 ± 2,03	1,13 ± 2,99
PACR	paruline à couronne rousse	<i>Dendroica palmarum</i> (Gmelin)	palm warbler	2,27 ± 3,94	4,32 ± 6,25	2,30 ± 3,88
PAFL	paruline flamboyante	<i>Setophaga ruticilla</i> (Linné)	American redstart	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	1,38 ± 6,19
PAJA	paruline jaune	<i>Dendroica petechia</i> (Linné)	yellow warbler	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,16 ± 0,73
PAJG	paruline à joues grises	<i>Vermivora ruficapilla</i> (Wilson)	Nashville warbler	0,00 ± 0,00	0,86 ± 2,66	0,17 ± 0,76
PAMA	paruline masquée	<i>Geothlypis trichas</i> (Linné)	common yellowthroat	3,88 ± 6,35	12,44 ± 12,02	11,03 ± 7,76
PATC	paruline à tête cendrée	<i>Dendroica magnolia</i> (Wilson)	magnolia warbler	0,00 ± 0,00	0,39 ± 1,27	0,56 ± 2,49
ROPO	roselin pourpré	<i>Carpodacus purpureus</i> (Gmelin)	purple finch	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,09 ± 0,40

isolées;  $r = 0,032$ ,  $p = 0,04$ ). Le bruant de Lincoln et le bruant des prés se rencontraient plus fréquemment dans le centre des tourbières naturelles qu'en périphérie (Tableau III). Par contre, la paruline masquée était moins fréquente dans le centre des tourbières. La paruline à couronne rousse était l'espèce la plus associée à la périphérie des tourbières naturelles et la moins associée aux parcelles isolées des tourbières exploitées (Tableau III). La superficie des parcelles périphériques était associée positivement à l'abondance de deux espèces, le bruant de Lincoln (régression logistique, modèle univarié,  $\chi^2 = 3,6$ ,  $dl = 1,18$ ,  $p = 0,03$ ) et la paruline masquée ( $\chi^2 = 3,7$ ,  $dl = 1,18$ ,  $p = 0,03$ ). En fait, parmi les 11 espèces étudiées, seules les trois espèces nettement associées aux forêts (paruline à croupion jaune, paruline à tête cendrée, et grive solitaire avaient une tendance contraire, autant en abondance qu'en densité (données non publiées).

TABLEAU III. Associations entre l'abondance des espèces et le type de parcelle. Les résidus ajustés ont été calculés à partir d'un test d'indépendance de chi-carré. Les valeurs positives dénotent une préférence pour un type de parcelle, les valeurs négatives un évitement. Une valeur des résidus ajustés supérieure à 1,65 en valeur absolue indique un manque d'adéquation de la cellule avec l'hypothèse nulle testée par le test du chi-carré (Agresti, 1996, code et noms des oiseaux au Tableau II)

Centre		Non isolée		Isolée	
Espèces	Résidus	Espèces	Résidus	Espèces	Résidus
BRPR	3,0	PACR	1,5	PACJ	1,5
BRLI	2,1	PAMA	1,5	CHJA	1,3
GRSO	0,8	PAJG	1,1	MOAU	1,3
BRGB	0,2	PATC	1,1	PAFL	1,3
PACR	0,2	BRGB	0,0	PAJA	1,3
CHJA	-0,6	BRCH	-0,2	ROPO	1,3
MOAU	-0,6	PACJ	-0,5	BRCH	1,1
PAFL	-0,6	GRSO	-0,7	PAMA	1,0
PAJA	-0,6	CHJA	-0,8	GRSO	-0,1
ROPO	-0,6	MOAU	-0,8	BRGB	-0,2
BRCH	-1,0	PAFL	-0,8	PAJG	-0,2
PAJG	-1,0	PAJA	-0,8	PATC	-0,2
PATC	-1,0	ROPO	-0,8	BRLI	-0,5
PACJ	-1,2	BRLI	-1,4	BRPR	-1,3
PAMA	-2,8	BRPR	-1,4	PACR	-1,7

### MICROHABITATS ET EMPLACEMENT DES PARCELLES

Le Tableau IV montre la répartition des microhabitats entre les 3 types de parcelles. Les résultats des ACC entre les microhabitats et le type de parcelle montrent que les platières à sphaignes (8) et les mares (9), caractéristiques d'un milieu très ouvert, se trouvaient essentiellement dans le centre (PC). Les microhabitats 2, 3 et 4 (Tableau I) étaient préférentiellement associés aux parcelles non isolées (NI), ce qui correspond à un milieu plutôt ouvert, avec de la végétation buissonneuse représentée par des marcottes d'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] BSP.) et des arbres matures. Les parcelles résiduelles isolées (PI) se caractérisaient par la présence de grandes épinettes noires (1), mais aussi d'autres espèces arborescentes (5, 6) dans un couvert d'éricacées (7). En effet, on a souvent constaté l'invasion de la bordure exploitée des parcelles résiduelles par des espèces feuillues comme le bouleau (*Betula*), le peuplier (*Populus*) ou l'aulne (*Alnus*), ainsi que la présence d'un tapis d'éricacées plus dense et plus haut que dans les tourbières naturelles, cela étant probablement causé par un effet de drainage (Poulin, Rochefort & Desrochers, 1999).

### ESPÈCES ASSOCIÉES À UN TYPE DE MICROHABITAT

En ce qui concerne l'ACC entre les microhabitats et les espèces d'oiseaux, le pourcentage de la variation expliquée par les microhabitats sur le premier axe est relativement faible (5 %, Figure 3). Toutefois, le but de l'analyse n'était pas d'expliquer l'ensemble de la variation de la composition spécifique, mais plutôt d'observer la part de cette variation attribuable aux microhabitats. Une évaluation conjointe des résultats de l'ACC et des régressions linéaires multiples a été réalisée sur les quatre espèces les plus abondantes lors des inventaires, soit le bruant de Lincoln, le bruant des prés, la paruline à couronne rousse et la paruline masquée (Tableau V). La combinaison des résultats (ACC et régressions linéaires multiples) nous a permis de noter l'association de la paruline à couronne rousse à des microhabitats qui caractérisent une zone de transition dans la tourbière entre la forêt et un milieu ouvert, avec un mélange de grands arbres, de végétation buissonnante et de platières à sphaignes.

Le bruant de Lincoln semblait associé à un milieu un peu plus ouvert avec néanmoins un certain nombre d'arbres. Cependant, bien que la relation soit significative (test

TABLEAU IV. Répartition des microhabitats dans chaque type de parcelles (voir le code des parcelles à la figure 2). Les proportions moyennes de superficie sont accompagnées des proportions minimum et maximum observées

Type de microhabitat	PC			NI			PI		
	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum
1	0,07	0,00	0,62	0,12	0,00	1,00	0,10	0,00	0,66
2	0,42	0,00	1,00	0,43	0,00	1,00	0,26	0,00	0,87
3	0,02	0,00	0,17	0,03	0,00	0,45	0,03	0,00	0,42
4	0,16	0,00	1,00	0,13	0,00	0,79	0,07	0,00	0,45
5	0,02	0,00	0,30	0,01	0,00	0,10	0,07	0,00	0,76
6	0,16	0,00	0,98	0,15	0,00	0,96	0,28	0,00	1,00
7	0,01	0,00	0,17	0,03	0,00	0,48	0,14	0,00	0,90
8	0,11	0,00	0,76	0,03	0,00	0,48	0,06	0,00	0,45
9	0,02	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02

TABLEAU V. Comparaison des ACC et des régressions linéaires multiples concernant les microhabitats associés positivement aux quatre espèces les plus communes. Pour les ACC, l'influence des variables environnementales que sont les microhabitats est testée sur les espèces d'oiseaux de chaque tourbière. Dans le cas des régressions linéaires multiples, la variable dépendante est l'abondance des espèces d'oiseaux sur laquelle on teste neuf variables indépendantes correspondant à chaque microhabitat ( $n = 20$  par type de parcelle, codes des microhabitats au Tableau I)

Type d'analyse		Bruant de Lincoln	Bruant des prés	Paruline à couronne rousse	Paruline masquée
ACC	microhabitats	1; 3; 6	7; 9	1; 2; 3; 4; 8	
Régression	microhabitats	2; 6	1; 3; 7; 9	1; 4; 8; 9	1; 2; 3; 5; 6
	$R^2$	0,25	0,67	0,49	0,63
	$P$	0,033	0,0001	0,006	0,001

bilatéral,  $p = 0,03$ ), le coefficient de détermination de la régression multiple est assez faible chez cette espèce (Tableau V). L'abondance du bruant de Lincoln pourrait donc être associée à d'autres facteurs que les microhabitats.

Le bruant des prés semblait associé à des types de microhabitats qui caractérisent le centre des tourbières (Figure 3, Tableau V), c'est-à-dire un milieu ouvert avec quelques buissons et arbustes. La paruline masquée ne présentait pas de préférence marquée pour un type de végétation particulier. Elle n'était pas vraiment associée à un microhabitat particulier sur le diagramme d'ordination de l'ACC (Figure 3) et, d'après les régressions linéaires multiples, sa présence était influencée par des microhabitats partiellement ouverts (Tableau V).

Étant donné l'association significative entre l'abondance de certaines espèces et le type de microhabitats, nous avons réanalysé l'association entre l'isolement des parcelles périphériques et l'abondance des espèces, après avoir tenu compte de l'effet des microhabitats (calcul des résidus avec régression logistique ayant comme prédicteurs les différents types de microhabitats). L'abondance des espèces d'oiseaux n'était pas significativement associée à l'isolement des parcelles en tant que tel (tests de  $t$ ,  $dl = 1,38$ ,  $p > 0,01$ ).

#### INFLUENCE DE LA FORME DE LA PARCELLE RÉSIDUELLE

La combinaison des variables de forme et des microhabitats expliquait une part importante de la variation des espèces d'oiseaux des parcelles résiduelles, selon les ACC (Figure 4). Les variables de forme à elles seules expliquaient une part élevée de la variation (14,5 % sur le premier axe, Figure 4). Le diagramme d'ordination de l'ACC entre les espèces d'oiseaux et la forme de la parcelle résiduelle (PI) ne montrait pas d'association évidente en ce qui concerne les espèces davantage associées aux tourbières comme le bruant de Lincoln ou la paruline à couronne

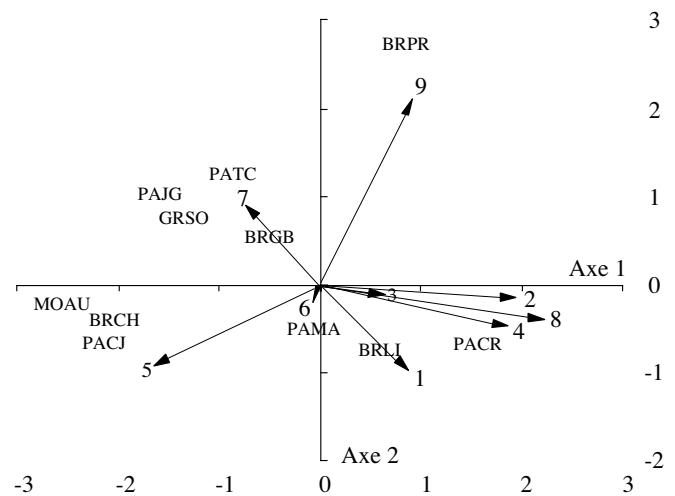


FIGURE 3. Répartition des espèces d'oiseaux et des microhabitats sur les deux premiers axes de l'analyse canonique des correspondances (les valeurs des microhabitats ont été multipliées par 10 pour la représentation graphique, codes et noms des oiseaux au Tableau II; codes des microhabitats indiqués au Tableau I). Axe 1 : valeur propre = 0,152; % cumulé = 4,9 %. Axe 2 : valeur propre = 0,109; % cumulé = 8,5. Inertie totale = 3,08.

rousse (Figure 4). Compte tenu du caractère peu commun de certaines espèces lors des recensements, l'interprétation du diagramme se révélait plus difficile. Le bruant chanteur, la paruline à croupion jaune et la paruline à tête cendrée semblaient toutefois associés au rapport périmètre/superficie élevé qui indique des parcelles de forme allongée et étroite. Cela peut s'expliquer par le fait que ce sont plutôt des espèces de lisière boisée (Gauthier & Aubry, 1995) susceptibles de faire quelques incursions dans les tourbières. Le moucherolle des aulnes, situé sur le diagramme à proximité de la variable «périmètre exploité», préférait les habitats avec espèces feuillues que l'on trouvait uniquement dans les

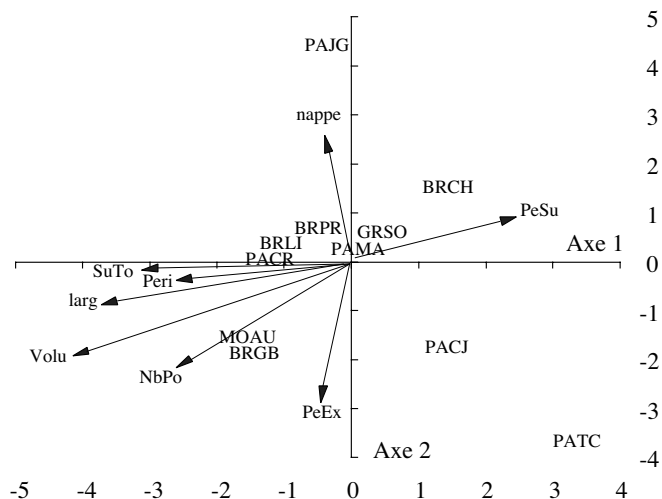


FIGURE 4. Répartition des oiseaux et des mesures de forme de la parcelle exploitée sur les deux premiers axes de l'ACC (les valeurs de forme ont été multipliées par 10 pour la représentation graphique, codes et noms des oiseaux au Tableau II). larg = largeur de la parcelle, nappe = hauteur de la nappe d'eau, Nbpo = nombre de polygones de microhabitats, Peri = périmètre de la parcelle, PeEx = périmètre exploité, PeSu = rapport périmètre/superficie, SuTo = superficie totale de la parcelle, Volu = volume d'eau dans le sol. Axe 1 : valeur propre = 0,371; % cumulé = 14,5 %. Axe 2 : valeur propre = 0,264; % cumulé = 24,8. Inertie totale = 2,56.

parties exploitées des tourbières. De toutes les variables de forme de parcelle prises en compte avec les régressions linéaires multiples, aucune n'avait d'effet significatif sur l'abondance des espèces.

## Discussion

### ISOLEMENT DES PARCELLES

En raison de leurs microhabitats, les parcelles isolées des tourbières fragmentées renferment une avifaune différente de celle des secteurs comparables des tourbières naturelles. Comme dans certains autres habitats (Andrén, 1994; Opdam *et al.*, 1993; Schmiegelow, Machtans & Hannon, 1997), la superficie et l'isolement des parcelles, à cause des modifications de microhabitats et non de l'incapacité des oiseaux à se déplacer, jouent un rôle significatif.

Quoi qu'il en soit, les parcelles isolées étaient évitées par la paruline à couronne rousse, qu'on ne retrouve que dans les tourbières dans notre aire d'étude (Calmé & Desrochers, 1999). Cette espèce a probablement réagi aux modifications de l'habitat à l'intérieur même des parcelles isolées, puisque son association significative avec les parcelles non isolées a disparu après avoir tenu compte statistiquement des microhabitats. Par ailleurs, la récolte de tourbe entraîne parfois un entourage des parcelles isolées par le vent, ainsi qu'un effet de drainage (Poulin, Rochefort & Desrochers, 1999) susceptibles de modifier les conditions dans les parcelles résiduelles et, en particulier, la composition végétale, les espèces de milieux humides étant réduites au profit d'une végétation plus haute avec plus de feuillus.

Il est probable que les observations des 11 autres espèces retenues dans les analyses (Tableau II) aient été trop peu nombreuses dans mettre en évidence une quelconque différence entre les types de parcelles. Parmi les 12 espèces éliminées en raison des limites de la méthode d'échantillon-

nage, il est toutefois intéressant de noter que 9 (75 %) étaient présentes uniquement dans les parcelles isolées. Cela laisse supposer que l'exploitation pourrait attirer des espèces d'oiseaux qui ne sont pas caractéristiques des tourbières et qui viennent ainsi en modifier la composition aviaire, risquant d'entrer en compétition avec les espèces associées spécifiquement à ces milieux humides.

Parmi les variables caractérisant la configuration des parcelles, seule la superficie de celles-ci semblait jouer un rôle important, particulièrement chez le bruant de Lincoln et la paruline masquée. Ces résultats peuvent être dû à un choix des variables d'isolement non pertinent aux espèces étudiées, ainsi qu'à une trop faible amplitude de la variation des mesures (Flather & Sauer, 1996). Des études effectuées en milieu forestier ont montré que la superficie d'habitat disponible pouvait être plus importante que sa configuration pour la sélection de l'habitat par les oiseaux forestiers (McGarigal & McComb, 1995; Drolet *et al.*, 1999). Il est donc possible qu'il en soit de même pour les espèces rencontrées dans les tourbières.

### EMPLACEMENT DES PARCELLES

Des espèces comme le bruant de Lincoln et le bruant des prés semblaient davantage associées aux habitats rencontrés dans le centre des tourbières, soit un milieu humide ouvert avec une végétation buissonnante éparse. Or, des études antérieures ont montré que le bruant de Lincoln est une espèce associée aux tourbières non perturbées (Desrochers *et al.*, 1996) et qui fréquente les endroits plutôt retirés, de préférence des tourbières et autres milieux humides (Godfrey, 1986). La présence de broussaille de 1,2 m à 2,4 m de hauteur comportant des trouées semble également être un élément important chez cette espèce (Langevin, 1995), ce qui concorde assez bien avec nos résultats. Même si le bruant des prés est une espèce qu'on trouve généralement dans les milieux ouverts puisqu'il semble préférer une végétation herbacée haute et dense poussant en conditions humides (Wiens, 1973; Bonneau, 1995), son absence des parcelles résiduelles traduit la disparition d'un type d'habitat caractéristique des tourbières ombrotrophes. La paruline masquée, très répandue dans la région d'étude (Létourneau & Lafontaine, 1995) et l'espèce la plus souvent recensée, semblait éviter le centre des tourbières. Cette espèce est donc peu susceptible de disparaître des tourbières après leur exploitation. L'association de la paruline à couronne rousse avec les microhabitats coïncide avec des observations effectuées dans le Maine, où cette espèce a été recensée en plus forte densité dans les tourbières ayant une strate arbustive d'éricacées bien développée, sur un tapis de sphagnes et où le couvert forestier est composé d'épinettes noires, de mélèze laricin (*Larix laricina* [Du Roi K. Koch]) et de pin blanc, *Pinus strobus* (L.), sur 25 à 50 % de sa superficie (Stockwell, 1994). Plusieurs auteurs mentionnent également l'importance qu'accorde cette espèce à la présence d'une bordure boisée à l'intérieur de son territoire (Godfrey, 1986; Wilson, 1996). Ses préférences en microhabitats font donc de la paruline à couronne rousse une espèce rencontrée principalement en périphérie des tourbières.

La méthode utilisée, uniquement adaptée à l'échantillonnage des oiseaux chanteurs, ne permet pas d'évaluer l'importance des mares. Cependant, certaines espèces ont

tout de même été recensées à proximité de ces milieux : anatidés, goélands (*Larus spp.*), hibou moyen-duc (*Asio otus* [L.]), bécassine des marais (*Gallinago gallinago* [L.]), merle d'Amérique (*Turdus migratorius* [L.]), hirondelle de rivage (*Riparia riparia* [L.]). Cela laisse supposer que les mares attirent un certain nombre d'espèces sujettes à disparaître par suite de l'exploitation. Bien que la présence d'espèces de lisières et d'intérieurs soit discutable en milieu forestier (Villard, 1998), les tourbières semblent bien être un type d'habitat où cette distinction est valable.

#### MICROHABITATS

Les microhabitats présents dans chaque type de parcelle semblent influencer de manière importante l'abondance des espèces. Outre la spécificité de certaines d'entre elles aux tourbières, la structure verticale de la végétation joue un rôle majeur, comme ont pu d'ailleurs le montrer des études antérieures (Cody, 1968; Wiens, 1969; Rotenberry & Wiens, 1980). Les résultats montrent également l'importance de la densité de la végétation ainsi que de la composition végétale des microhabitats, puisque certaines espèces (bruant chanteur, mouche à ailes, paruline à croupion jaune) semblent attirées par la présence d'espèces feuillues. Or, la densité et la composition végétale des habitats ont été identifiées comme étant des facteurs importants influençant l'abondance des oiseaux (Rotenberry, 1985; Wiens, 1985; Kouki, Niemi & Rajasärkkä, 1992). Toutefois, les ACC montrent qu'une faible part de la variation de l'abondance chez les espèces d'oiseaux était expliquée par les microhabitats. Tout comme pour les variables de forme des parcelles, cela peut être causé par un choix inadéquat des classes de structure ou encore à la faible amplitude dans la variabilité des microhabitats. En outre, les parcelles n'ayant été inventoriées qu'une seule fois, il est possible que l'abondance des oiseaux soit variable.

#### CONSÉQUENCES SUR LA CONSERVATION DES TOURBIÈRES

Bien que d'importantes différences de composition en espèces ont été révélées dans notre étude, il faut souligner que cette évaluation est basée sur une seule année, ne garantissant donc pas la persistance de ces différences à long terme (Saunders, Hobbs & Margules, 1991; Van Horne, 1983). Nos résultats ne donnent aucune indication non plus sur le succès de reproduction des oiseaux, mais suggèrent quelques moyens d'améliorer la conservation des tourbières. Nous croyons donc pertinent de souligner les problèmes occasionnés par la pratique qui consiste à commencer systématiquement l'exploitation à partir du centre de la tourbière, pour ne laisser que des parcelles en bordure. En effet, celles-ci ne peuvent être considérées comme des refuges de la faune aviaire potentiellement recolonisatrices des tourbières après restauration. Le mode d'exploitation d'une tourbière devrait privilégier la conservation d'un nombre plus faible de parcelles de plus grande superficie en plus d'inclure une parcelle issue de la portion centrale de la tourbière.

#### Remerciements

Nous tenons à remercier B. Drolet et C. Girard pour l'assistance sur le terrain. Cette recherche a été rendue possible grâce à des subventions du CRSNG accordées à M.-J. Fortin et à A. Desrochers, de l'Association canadienne de mousse de sphagne,

de l'Association québécoise des producteurs de tourbe, de Fafard & frères, de Tourbière Lambert, de Mousse Acadienne, de Tourbière Premier, de Qualité Lamèque, de Sun Gro Horticulture Canada, de Tourbe Fafard et de Tourbière Berger. Nous remercions également les ministères des Ressources naturelles du Québec et du Nouveau-Brunswick, le Centre de recherche en biologie forestière (CRBF), J. Thibault et L. Rochefort.

#### Références

- Agresti, A., 1996. An Introduction to Categorical Data Analysis. Wiley Series in Probability and Statistics. Applied Probability & Statistics. John Wiley and Sons, Inc. Wiley-Intersciences Publication, New York.
- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos*, 71: 355-366.
- Askins, R. A., 1993. Population trends in grassland, shrubland, and forest birds in eastern North America. *Current Ornithology*, 11: 1-34.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess & D. A. Hill, 1992. Bird Census Techniques. Academic Press, London.
- Bonneau, R., 1995. Bruant des prés. Pages 978-981 in J. Gauthier & Y. Aubry (éd.). Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Environnement Canada, Montréal, Québec.
- Buteau, P., 1989. Atlas des tourbières du Québec méridional. Gouvernement du Québec, Québec.
- Calmé, S. et A. Desrochers, 1999. Nested bird and micro-habitat assemblages in a peatland archipelago. *Oecologia*, 118: 361-370.
- Cody, M. L., 1968. On the methods of resource division in grassland bird communities. *American Naturalist*, 102: 107-137.
- Corporation d'information géographique du Nouveau-Brunswick, 1993. Cartes. The Tribune Press Ltd., Sackville, Nouveau-Brunswick.
- Desrochers, A., S. Haddad, J.-P. L. Savard & S. Calmé, 1996. Impact de l'exploitation des tourbières sur l'avifaune. Pages 37-51 in L. Rochefort & F. Quinty (éd.). La restauration des tourbières exploitées : le développement d'une stratégie intégrée au Québec. Université Laval, Québec.
- Drolet, B., A. Desrochers & M.-J. Fortin, 1999. Are songbirds affected by landscape structure in exploited boreal forest? *Condor*, 101: 699-704.
- Environmental Systems Research Institute, I., 1996. Using ArcView® 3.0 GIS. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- Environmental Systems Research Institute, I., 1997. ARC/INFO® 3.5.1. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.
- Flather, C. H. & J. R. Sauer, 1996. Using landscape ecology to test hypotheses about large-scale abundance patterns in migratory birds. *Ecology*, 77: 28-35.
- Freemark, K. E. & H. G. Merriam, 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation*, 36: 115-141.
- Gauthier, J. & Y. Aubry (éd.), 1995. 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, Montréal, Québec.

- Godfrey, W. E., 1986. Les oiseaux du Canada. 2<sup>e</sup> édition. Musées nationaux du Canada, Ottawa, Ontario.
- Hawrot, R. Y. & G. J. Niemi, 1996. Effects of edge type and patch shape on avian communities in a mixed conifer-hardwood forest. *Auk*, 113: 586-598.
- Hinsley, S. A., P. E. Bellamy, I. Newton & T. H. Sparks, 1995. Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology*, 26: 94-104.
- Järvinen, A. & A. Rajasärkkä, 1992. Population fluctuations in two northern land bird communities: Effects of habitat, migration strategy and nest site. *Ornis Fennica*, 69: 173-183.
- Knick, S. T. & Rotenberry, J. T., 1995. Landscape characteristics of fragmented shrubsteppe habitats and breeding passerine birds. *Conservation Biology*, 9: 1059-1071.
- Kouki, J., G. J. Niemi & A. Rajasärkkä, 1992. Habitat association of breeding passerine species in eastern Finland. *Ornis Fennica*, 69: 126-140.
- Langevin, C., 1995. Bruant de Lincoln. Pages 1006-1009 in J. Gauthier & Y. Aubry (ed.). *Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Environnement Canada, Montréal, Québec.
- Legendre, L. & P. Legendre, 1984. *Écologie numérique : 2. La structure des données écologiques*. 2<sup>e</sup> édition. Presses de l'Université du Québec, Québec.
- Létourneau, V. & P. Lafontaine, 1995. Paruline masquée. Pages 934-937 in J. Gauthier & Y. Aubry (ed.). *Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Environnement Canada, Montréal, Québec.
- Mantel, N., 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research*, 27: 209-220.
- McGarigal, K. & W. C. McComb, 1995. Relationships between landscapes structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*, 65: 235-260.
- Opdam, P., R. van Apeldoorn, A. Schotman & J. Kalkhoven, 1993. Population responses to landscape fragmentation. Pages 147-171 in Claire C. Vos & Paul Opdam (ed.). *Landscape Ecology of a Stressed Environment*. Chapman and Hall, London.
- 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.
- Rotenberry, J. T., 1985. The role of habitat in avian community composition: Physiognomy or floristics? *Oecologia*, 67: 213-217.
- Rotenberry, J. T. & J. A. Wiens, 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: A multivariate analysis. *Ecology*, 61: 1228-1250.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs & C. R. Margules, 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- Scherrer, B., 1984. *Biostatistique*. Gaëtan Morin Éditeur Ltée. Montréal, Québec.
- Schmiegelow, F. K. A., C. S. Machtans & S. J. Hannon, 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, 78: 1914-1932.
- Stockwell, S. S., 1994. Habitat selection and community organization of birds in eight peatlands of Maine. Ph.D. Thesis, University of Maine, Orono, Maine.
- Swanson, D. A., 1996. Nesting ecology and nesting habitat requirement of Ohio's grassland-nesting birds: A literature review. *Ohio Fish and Wildlife Report*, 13: 3-60.
- Temple, S. A. & J. A. Wiens, 1989. Bird populations and environmental changes: Can birds be bio-indicators? *American Birds*, 43: 260-270.
- ter Braak, C. J. F., 1988. CANOCO – a FORTRAN program for canonical community ordination by partial, detrended, canonical, correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis. Version 2.1. Agricultural Mathematics Group, Wageningen.
- Van Horne, B., 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management*, 47: 893-901.
- Villard, M.-A., 1998. On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity, and dogmas in avian conservation. *Auk*, 115: 801-805.
- Wiens, J. A., 1969. An approach to the study of ecological relationships among grassland birds. *Ornithological Monograph*, 8: 1-93.
- Wiens, J. A., 1973. Interterritorial habitat variation in grasshopper and savannah sparrow. *Ecology*, 54: 877-884.
- Wiens, J. A., 1985. Habitat selection in variable environments : shrubsteppe birds. Pages 227-251 in M. L. Cody (ed.). *Habitat Selection in Birds*. Academic Press, New York.
- Wiens, J. A. & J. T. Rotenberry, 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. *Ecological Monographs*, 51: 21-41.
- Wilson, W. H., Jr., 1996. Palm warbler (*Dendroica palmarum*). Pages 1-20 in A. Poole & F. Gill (ed.). *The birds of North America*, No. 238. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, and The American Ornithologist's Union, Washington, D.C.