

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL**

**EFFETS DE LISIÈRES SUR L'OCCURRENCE, L'ACTIVITÉ REPRODUCTRICE  
ET LE RISQUE DE PRÉDATION DES NIDS DES OISEAUX CHANTEURS EN  
FORÊT BORÉALE MIXTE**

**MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE**

**PAR  
DANIEL BRONGO**

**SEPTEMBRE 2002**

## REMERCIEMENTS

Je voudrais tout d'abord remercier mon directeur Pierre Drapeau pour tous les judicieux conseils qu'il m'a donnés avec beaucoup de générosité à chacune des étapes de la maîtrise. Je voudrais aussi remercier mon co-directeur Jean-François Giroux qui a su intervenir dans les moments les plus opportuns afin de me faire progresser dans mon apprentissage de la recherche scientifique. Ma vision des analyses statistiques n'aurait pas été la même sans l'aide d'Alain Leduc que j'ai pu connaître davantage lors de mes étés de terrain au Lac Hébecourt et de l'aide statistique fort appréciée de Louis Imbeau lors des derniers mois de ma maîtrise.

De plus, je ne pourrais laisser sous silence le travail acharné de mes aides de terrain, François Gagnon et Joachim Lessard, de «Mon» technicien de la faune, Réjean Deschênes et de ma française préférée, Betty Gaubicher. J'ai passé des moments inoubliables en votre compagnie.

Je voudrais remercier aussi ma famille : mon père, qui a toujours été une source d'inspiration, ma mère, avec son énergie débordante et mes nombreux frères et sœurs pour leurs soutiens et encouragements fort appréciés surtout à la fin de la période de rédaction. Je terminerais en remerciant l'être qui m'est le plus cher au monde, ma bien-aimée, Geneviève, qui m'a soutenu et aimé malgré les quelques moments difficiles et sans qui je n'aurais pu passer à travers ma rédaction.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>LISTE DES FIGURES .....</b>	<b>V</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX.....</b>	<b>VI</b>
<b>RÉSUMÉ.....</b>	<b>VII</b>
<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
1.1 PROBLÉMATIQUE.....	1
1.2 CARACTÉRISTIQUES DES LISIÈRES BOISÉES .....	3
1.3 UTILISATION DES LISIÈRES PAR L'AVIFAUNE .....	4
1.4 RISQUE DE PRÉDATION EN LISIÈRES NATURELLES ET ANTHROPIQUES.....	5
1.5 TYPES DE PRÉDATEURS .....	6
1.6 ORIGINE ET OBJECTIF GÉNÉRAL DU PROJET .....	7
<b>UTILISATION DES HABITATS DE LISIÈRE PAR L'AVIFAUNE FORESTIÈRE LORS DE LA PÉRIODE DE NIDIFICATION EN FORÊT BORÉALE MIXTE.....</b>	<b>8</b>
RÉSUMÉ .....	8
INTRODUCTION.....	9
DESCRIPTION DE L' AIRE D'ÉTUDE .....	11
MÉTHODOLOGIE.....	13
<i>Distribution des oiseaux en lisière .....</i>	<i>13</i>
<i>Activité reproductrice .....</i>	<i>14</i>
<i>Conditions d'habitat .....</i>	<i>16</i>
<i>Analyses statistiques .....</i>	<i>16</i>
RÉSULTATS .....	17
<i>Différences de la structure et de la composition des forêts et des bordures .....</i>	<i>17</i>
<i>Différences de végétation entre les paysages .....</i>	<i>19</i>
<i>Distribution des espèces d'oiseaux par rapport aux habitats de lisière .....</i>	<i>19</i>
<i>Indices d'activité reproductrice et effets de lisières .....</i>	<i>25</i>
DISCUSSION .....	29
<i>Évitement des lisières par les oiseaux de forêts matures .....</i>	<i>30</i>
<i>Espèces aviaires de jeunes forêts et de début de succession .....</i>	<i>31</i>
<i>Espèces généralistes .....</i>	<i>31</i>
<i>La fragmentation par la foresterie et les effets de bordure .....</i>	<i>31</i>
LISTE DES RÉFÉRENCES .....	33
<b>PRÉDATION DE NIDS ARTIFICIELS AUX LISIÈRES DE PAYSAGES NATURELS ET ANTHROPIQUES EN FORÊT BORÉALE MIXTE.....</b>	<b>51</b>
RÉSUMÉ .....	51

INTRODUCTION.....	52
DESCRIPTION DE L' AIRE D'ÉTUDE .....	54
MÉTHODOLOGIE.....	54
<i>Nids artificiels</i> .....	54
<i>Types de prédateurs</i> .....	56
<i>Analyses statistiques</i> .....	57
RÉSULTATS .....	57
<i>Taux de prédation des nids artificiels</i> .....	57
<i>Types de prédateur</i> .....	61
DISCUSSION .....	63
<i>L'effet de lisière sur la prédation des nids</i> .....	63
<i>Types de paysage</i> .....	63
<i>Dissimulation des nids</i> .....	64
<i>Perturbations anthropiques et perturbations naturelles</i> .....	65
LISTE DES RÉFÉRENCES .....	66
<b>CONCLUSION.....</b>	<b>70</b>
2.1 EFFET DE LISIÈRE SUR L' AVIFAUNE .....	70
2.2 EFFETS DES PERTURBATIONS ANTHROPIQUES ET NATURELLES SUR L' AVIFAUNE	71
2.4 PROJETS FUTURS .....	72
<b>LISTE DES RÉFÉRENCES .....</b>	<b>74</b>

## LISTE DES FIGURES

Figure		Page
<b>Article 1</b>		
Figure 1.	Carte des différents secteurs à l'étude (feu, terres agricoles et coupes forestières) en Abitibi.....	12
Figure 2.	Pourcentages de recouvrement et d'enrésinement des différentes strates de la végétation pour les secteurs agricoles, de feu et de coupes forestières en bordure et à l'intérieur de la matrice forestière.....	18
Figure 3.	Nombres d'individus moyens démontrant un indice d'activité reproductrice pour les trois groupes d'espèces aviaires dans les trois paysages à l'étude selon que ces indices révèlent une probabilité ou une confirmation de nidification .....	26
Figure 4	Nombres d'individus par espèce associée aux forêts matures ayant montrés un comportement de nicheur probable en lisière et en forêt pour chacun des trois paysages à l'étude .....	28
<b>Article 2</b>		
Figure 1.	Pourcentages moyens de nid intacts pendant 12 jours d'exposition dans trois paysages en Abitibi, Québec.....	58
Figure 2.	Taux de prédation de la bordure à l'intérieur de la forêt pour les trois paysages à l'étude en Abitibi, Québec .....	60
Figure 3.	Pourcentage de la prédation totale exercée par différents types de prédateurs selon le paysage (agricole, feu, coupe) en Abitibi, Québec.....	62

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
<b>Article 1</b>	
Tableau 1. Liste des catégories de comportements utilisées afin de regrouper les comportements liés à l'activité reproductrice des individus recensés lors des points de «Mobbing calls» à l'été 2000 dans trois différents paysages de forêts boréales mixtes en Abitibi.....	15
Tableau 2. Réponse des espèces aviaires aux habitats de lisière en fonction de leur association d'habitat (forêt mature, stade de régénération et généralistes) selon Drapeau <i>et al</i> (2000) pour chacun des trois paysages à l'étude (1999-2000).....	22
Annexe 1. Liste des espèces aviaires recensées lors des inventaires par points d'écoute de 1999 et de 2000 en Abitibi, Québec.....	38
Annexe 2. Fréquence d'occurrence (%) des espèces aviaires retenues pour les analyses qui ont été recensées par les points d'écoute de 1999 et de 2000 dans trois paysages en Abitibi .....	41
Annexe 3. Variables locales d'habitat retenues par les modèles de régressions logistiques ainsi que leur coefficient, l'écart-type du coefficient et la probabilité associée à chacune des variables.....	42
<b>Article 2</b>	
Tableau 1. Régression logistique de la prédation des nids artificiels selon des variables explicatives mesurées dans les trois paysages à l'étude en Abitibi.....	59

## RÉSUMÉ

En Amérique du Nord, la perte nette d'habitats forestiers et la fragmentation de ce qui subsiste en forêts résiduelles induit par le développement agricole, résidentiel et urbain ont passablement affecté la diversité biologique des écosystèmes forestiers tempérés feuillus. En forêt boréale, l'augmentation importante des aires de coupes forestières au cours des deux dernières décennies est un autre type de perturbation humaine qui change la configuration des paysages forestiers. L'aménagement forestier couplé au défrichement passé d'une partie de la forêt boréale à des fins agricoles génèrent dans le paysage forestier une multitude d'habitats de lisières qui sont susceptibles d'influencer la distribution de l'avifaune forestière. Récemment, plusieurs études ont examiné les effets de l'augmentation d'habitats de lisières dans les forêts fragmentées tempérées sur (1) le succès de reproduction des oiseaux de même que sur (2) les taux de prédation (nids naturels et artificiels) et de parasitisme du Vacher à tête brune (*Molothrus ater*) dans les parcelles forestières exposées. Ces études ne convergent pas nécessairement vers une réponse simple quant aux effets de l'augmentation des habitats de lisières.

En forêt boréale, les perturbations naturelles (feux de forêt, épidémies d'insectes) ouvrent le territoire forestier et créent sur de grandes superficies de nombreux habitats de lisière. Il devient important, dans ce contexte, de comparer les habitats de lisière qui résultent des perturbations humaines (coupes forestières et activité agricole) à ceux qui sont générés par les perturbations naturelles quant à leurs effets sur la distribution de l'avifaune et le risque de prédation des nids. Mon projet de recherche visait à déterminer comment les habitats de lisière influencent l'activité reproductrice des oiseaux forestiers et le risque de prédation en forêt boréale mixte en comparant les lisières boisées d'origine naturelle et anthropique. Des points d'écoute et de la repasse de cris de houspillage «mobbing call» de la Mésange à tête noire (*Pæcile atricapillus*) ont été utilisés en lisière et en forêt afin de déterminer l'occurrence et les indices d'activité reproductrice des espèces d'oiseaux tandis que la variation du risque de prédation a été mesurée au moyen d'un suivi de nids artificiels.

Seule une espèce aviaire associée aux forêts matures sur les 15 inventoriées montre une sensibilité à l'effet de lisière, le Roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*), dans les deux paysages anthropiques. De plus, les taux de prédation en lisière ne sont pas plus élevés que ceux retrouvés dans la matrice forestière pour les trois paysages à l'étude. Les taux de prédation dépendent plutôt du type de paysage et de la dissimulation des nids artificiels. En effet, les paysages anthropiques montrent des taux de prédation plus élevés que ceux du paysage naturel. De plus, les taux de prédation des nids artificiels augmentent avec leur degré de dissimulation, ce qui suggère que les principaux prédateurs, soit les prédateurs mammaliens olfactifs, seraient plus abondants dans les forêts dont les sous-bois sont mieux développés, comme c'est le cas de nos sites dans le paysage forestier. Ces résultats ont été comparés à ceux d'autres études en forêt boréale afin de comparer les effets des différentes variables explicatives sur la distribution de l'avifaune et sur les risques de prédation de cet écosystème.

**Mots-clés :** Lisières, avifaune forestière, activités reproductrices, risque de prédation, nids artificiels, coupes forestières, forêt brûlée, terres agricoles, points d'écoute

## INTRODUCTION

### 1.1 Problématique

En Amérique du Nord, la colonisation et l'urbanisation subséquente ont ouvert le territoire forestier pour créer une multitude d'habitats de lisières. Dans les écosystèmes forestiers tempérés feuillus, l'agriculture, l'exploitation forestière et l'urbanisation ont modifié l'aspect du paysage forestier entraînant une perte nette d'habitat forestier et une diminution de la diversité biologique des forêts résiduelles. Ce phénomène est bien connu dans le sud du Québec, en Ontario, au Nord-Est des États-Unis et dans les provinces Maritimes. Plusieurs études relatent les effets marqués de la fragmentation de la forêt sur la flore (Fraver 1994) et la faune, en particulier l'avifaune (Galli *et al.* 1976, Lynch et Whigham 1984, Freemark et Merriam 1986, Askins *et al.* 1987, Villard *et al.* 1993, Brothers 1993, Nour *et al.* 1993, Rudnický et Hunter 1993, Robinson *et al.* 1995, Donovan *et al.* 1997, Villard 1998, Burke et Nol 1998).

En forêt boréale, l'intensification de l'exploitation industrielle des territoires forestiers au cours des dernières décennies est un autre type de perturbation humaine qui peut changer considérablement la configuration des paysages. Les travaux sur la fragmentation et leurs effets sur l'avifaune ont fait l'objet de plusieurs investigations dans les pays scandinaves (Hansson 1983, Angelstam 1986, Andrén et Angelstam 1988, Møller 1989, Andrén 1992, Nour *et al.* 1993, Andrén 1994, Enoksson *et al.* 1995). L'état des connaissances quant aux effets de la fragmentation du couvert forestier sur la faune en forêt boréale nord-américaine en est, par contre, au stade des études initiales (McGarigal et McComb 1995, Schmiegelow et al. 1997, Drapeau et al. 2000). Les pratiques forestières actuelles préconisent la coupe totale avec protection de la régénération et des sols et favorisent la régénération naturelle (Bergeron et Harvey 1997) pour les sites où la régénération pré-établie est jugée importante. Dans certains cas, il y a scarification des sols et plantation d'essences résineuses afin d'augmenter l'enrésinement du milieu. Sans effort de plantation, les peuplements décidus intolérants à l'ombre à croissance rapide comme les peupliers, les bouleaux, les aulnes et les saules sont

favorisés. Carleton et MacLellan (1994) ont montré que les peuplements issus des coupes forestières ont un enrésinement plus faible que les peuplements issus de feux. La perte de l'enrésinement sur le territoire de coupes forestières et sur le territoire agricole diminue l'effectif de certaines espèces aviaires associées aux conifères (Drapeau *et al.* 2000) dans les forêts mixtes de conifères.

Outre les changements de composition du couvert forestier induits par la coupe, les oiseaux sont également sensibles à trois caractéristiques du morcellement du couvert forestier, soit la perte net d'habitat, l'arrangement spatial de des forêts résiduelles et l'accroissement des habitats de lisière à l'interface de ces dernières et des habitats ouverts. En forêt feuillue, l'abondance des individus et le nombre d'espèces généralistes augmentent dans les îlots forestiers résiduels de petite taille, alors que les espèces spécialistes de la forêt profonde vont augmenter en nombre avec la taille de l'îlot (Blake et Karr 1987). Plusieurs auteurs (Freemark et Merriam 1986, Andrén 1992, Villard *et al.* 1993, Lynch et Whigham 1984) ont montré l'importance de la taille et de l'isolement des îlots forestiers pour le maintien de la richesse et de l'abondance des oiseaux forestiers. Ces études ont montré que les espèces sensibles à l'ouverture de la forêt évitent les îlots de petite taille. D'autre part, Freemark et Merriam (1986) ont montré que la diversité en espèces aviaires ne dépend pas seulement de la taille des fragments de forêt, mais également de l'hétérogénéité des conditions d'habitat, qui est elle-même corrélée à la taille des bois.

Enfin, des études plus récentes (Robinson *et al.* 1995, Donovan *et al.* 1997) ont démontré que les taux de prédation de nids d'oiseaux forestiers ainsi que le parasitisme par le Vacher à tête brune (*Molothrus ater*) augmentent dans les forêts résiduelles lorsque le pourcentage de couvert forestier régional diminue. Divers travaux entrepris sur les populations d'oiseaux reproducteurs dans les parcelles boisées des états du Centre-Ouest des États-Unis ont montré que les oiseaux sont davantage sujets au parasitisme par le Vacher à tête brune et à la prédation de leurs nids dans les parcelles forestières de petite taille (Robbins *et al.* 1989), ceci en raison d'une concentration plus élevée des oiseaux parasites et des prédateurs aux lisières des forêts qui dans les petits bois représentent une proportion importante de l'espace forestier résiduel. Dans les petits fragments de forêts, l'effet de la taille vient toutefois se superposer à

l'effet des habitats de lisière. Dans ces circonstances, il devient alors difficile de statuer lequel de ces deux facteurs exerce une influence prépondérante sur la fréquentation des bois résiduels par l'avifaune forestière. Afin de caractériser les effets de bordure, l'investigation de lisières de grands massifs forestiers est nécessaire pour que les variables confondantes soient contrôlées.

## 1.2 Caractéristiques des lisières boisées

Les conditions environnementales qui prévalent en lisières des forêts diffèrent considérablement de celles qui ont cours à l'intérieur des forêts (Matlack 1993). L'étude de Matlack (1993), dans les forêts de l'est des Etats-Unis, a mis en évidence les variables qui démontrent un effet de lisière significatif comme la lumière, la température et le couvert arbustif qui augmentent alors que l'humidité de la litière et l'humidité de l'air diminuent en lisière. De plus, la densité en arbres et arbustes ainsi que la quantité de débris ligneux augmentent lorsque l'on passe de l'intérieur de la forêt jusqu'à la lisière (Harper et Macdonald 2001). Finalement, l'orientation de la lisière change l'exposition à la lumière, et entraîne par conséquent, une diminution de l'humidité et une augmentation de la température (Matlack 1993) dans les lisières exposées au sud. La largeur de l'effet de lisière peut donc varier de 20 à 60 m selon que la lisière est localisée face au nord ou au sud (Fraver 1994).

L'origine des lisières peut également en altérer leurs propriétés. En effet, les limites d'un brûlis sont souvent constituées de zones humides dans lesquelles le feu est venu s'éteindre (Eberhart and Woodard 1987). En forêt boréale, ces milieux humides sont généralement composés d'aulnes rugueux (*Alnus rugosa*) et de saules (*Salix* spp.). Ces milieux humides servent de tampon entre l'ouverture et l'intérieur de la forêt. Les autres lisières renvoient à des feux de surface tuant certains arbres et créant une zone de transition entre la forêt épargnée et les zones brûlées à sévérité intense (Eberhart and Woodard 1987). Certaines études décrivent comment ces lisières se forment par l'action de la topographie, des facteurs climatiques ou des feux (Eberhart et Woodard 1987, Payette *et al.* 1989, Dansereau and

Bergeron 1993). En fait, plus le feu est grand ou plus le feu brûle longtemps, plus il y a de forêts résiduelles et plus les lisières sont circonvoquées (Eberhart and Woodard 1987).

Contrairement aux lisières de brûlis, les lisières d'origine anthropique telles que celles provenant de coupes récentes sont généralement franches (Matlack and Litvaitis 1999). La configuration spatiale des coupes est souvent géométrique et les interfaces forêt-coupes sont rectilignes. Les coupes peuvent aussi être limitées par les milieux humides, par des peuplements improductifs et par des séparateurs de coupe (Matlack and Litvaitis 1999). Les bois résiduels du milieu agricole sont bordés de lisières franches ou graduelles composées principalement d'essences arbustives. La principale caractéristique de ces lisières est qu'elles sont permanentes, maintenues par des perturbations récurrentes (Drapeau *et al* 2000). La fragmentation de la forêt permet l'intrusion d'espèces de plantes allochtones et la disparition locale d'espèces végétales autochtones particulièrement le long des lisières (Brothers 1993). Selon cet auteur, la fragmentation dans le paysage agricole favorise la prolifération des essences intolérantes à l'ombre au détriment des essences d'ombre d'intérieur de forêts. Peu d'essences résineuses, mis à part les plantations de conifères, sont maintenues dans ces milieux.

Toutes ces caractéristiques associées aux lisières anthropiques peuvent influencer la disponibilité en nourriture et le succès de reproduction des oiseaux forestiers. L'étude de Burke et Nol (1998) a montré comment la dessiccation du sol en lisière par une plus grande exposition au soleil et au vent diminuait la quantité d'insectes au sol disponible pour l'alimentation des oiseaux insectivores qui, comme la Paruline couronnée, recherchent leur nourriture au sol.

### **1.3 Utilisation des lisières par l'avifaune**

Dans les paysages perturbés (perturbations naturelles ou anthropiques), certaines espèces d'oiseaux sont affectées par les ouvertures et d'autres espèces semblent profiter des

ouvertures pour s'établir dans le paysage. Certaines espèces d'oiseaux évitent les lisières boisées pour se concentrer au cœur du massif forestier (Galli *et al.* 1976, Crawford *et al.* 1981, Freemark and Merriam 1986, Robbins *et al.* 1989, Askins *et al.* 1990, Villard *et al.* 1995, Robinson *et al.* 1995, ). Ces dernières années, l'accroissement des habitats de lisières a été étudiée en fonction de la vulnérabilité des populations d'oiseaux forestiers à la prédation (nids naturels et artificiels) et au parasitisme (Bayne et Hobson 1997, Andrén 1995, Donovan *et al.* 1997, Paton 1994, Hannon et Cotterill 1998). Enfin, d'autres études ont plutôt porté sur le succès d'appariement des mâles chanteurs des espèces sensibles à la fragmentation des forêts (Villard *et al.* 1993) et sur la présence ou l'absence de prédateurs potentiels dans le paysage (Gates and Giffen 1991, Andrén 1992).

Ces études ne convergent pas nécessairement vers une réponse simple quant aux effets de l'augmentation des habitats de lisières sur les populations animales sous couvert forestier fragmenté (Paton 1994, Donovan *et al.* 1997). Ces études ont été, en général, réalisées en forêt feuillue et ont comparé les milieux ouverts par les perturbations humaines avec les milieux d'intérieur de la forêt. En forêt boréale, les perturbations naturelles à grande échelle génèrent des ouvertures dans la mosaïque forestière et créent de nombreuses lisières aux interfaces « forêt-habitats ouverts ». Les populations animales peuvent montrer une prédisposition à tolérer les effets de lisière (Drapeau *et al.* 2000). Dans cette perspective, il devient important de comparer la réponse de l'avifaune aux lisières d'origine humaine (coupes forestières et activité agricole) à celle ayant cours dans les forêts ouvertes par des perturbations d'origine naturelle (feux de forêt et épidémies d'insectes).

#### **1.4 Risque de prédation en lisières naturelles et anthropiques**

Dans les forêts tempérées feuillues, les habitats de lisières ont favorisé l'intrusion de prédateurs et d'espèces parasites qui ont mené au déclin de plusieurs espèces d'oiseaux associées aux forêts (Rudnický and Hunter 1993, Donovan *et al.* 1997). La saison de nidification est une période critique pour le maintien des populations d'oiseaux (Martin 1993). En fait, chez les passereaux, le succès de reproduction est fortement lié au taux de

prédation peu importe l'habitat choisi par les individus reproducteurs. Selon Martin (1993), le risque de prédation dans un milieu exerce une influence prépondérante sur le choix de l'emplacement du nid. Les individus choisissent un habitat de façon à réduire au maximum les chances qu'un prédateur visite leur nid. Dans les forêts aménagées en Pennsylvanie, Yahner (1991) a montré chez diverses espèces de passereaux forestiers que le succès de reproduction était corrélé plutôt à la hauteur du nid qu'à la distance de la lisière.

### 1.5 Types de prédateurs

Plusieurs espèces de prédateurs sont susceptibles de s'attaquer aux nids. Certaines études ont soulevé le problème de la prédation des corvidés en paysage agricole (Andrén *et al.* 1985, Yahner and Wright 1985, Møller 1988). En forêt boréale, il a été démontré que l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) semble exercer une pression de prédation plutôt forte (30% et 36% de la prédation totale) dans un paysage forestier où l'on retrouve de la coupe (Bayne et Hobson 1997, Darveau *et al.* 1997). Selon Darveau *et al.* (1997), l'absence de prédateurs généralistes, comme le raton laveur (*Procyon lotor*), la moufette rayée (*Mephitis mephitis*) et la Corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*), et l'absence d'espèce parasite, comme le Vacher à tête brune (*Molothrus ater*), sont attribuables à la faible densité de la population humaine en forêt boréale; ces espèces profitant souvent des nouveaux habitats ouverts pour y trouver leur nourriture tout en utilisant les forêts résiduelles comme gîte. Selon Bayne et Hobson (1997), la prédation en paysage agricole est plus élevée que dans un paysage forestier fragmenté par la coupe. Les mammifères représentent le principal groupe de prédateurs des nids au sol, alors que les nids sur arbuste sont attaqués par les oiseaux (38%) et, de façon plus importante, par les écureuils roux (62%) (Bayne et Hobson 1997). Les prédateurs aviaires semblent exercer une pression de prédation plus élevée dans un paysage fragmenté par la coupe forestière que dans un paysage de forêt continue (Bayne et Hobson 1997). Enfin, dans une étude sur le risque de prédation en lisière, il est important de tenir compte de la pression de prédation de tous les types de prédateurs présents dans la région à l'étude.

## 1.6 Origine et objectif général du projet

Ce projet s'inscrit dans le cadre des travaux de recherche réalisés en Abitibi par le Groupe de Recherche en Écologie Forestière interuniversitaire (GREFi), et qui sont menés afin d'évaluer les effets de l'aménagement des forêts sur le maintien de la diversité biologique en forêt boréale. Ils portent sur la compréhension de la dynamique naturelle des écosystèmes forestiers et sur les écarts entre cette dernière et celle des forêts aménagées. Ceci permet d'élaborer des approches d'aménagement forestier conciliant le maintien de la diversité biologique et le développement économique qui résulte de l'extraction de la matière ligneuse. Dans le cadre d'un programme de recherche sur les facteurs clés pour conserver la biodiversité en forêt boréale, divers projets portant sur l'élaboration d'indicateurs de maintien de la diversité biologique (flore et faune) ont été menés jusqu'à maintenant. Les groupes taxinomiques qui ont été étudiés sont les plantes vasculaires et invasculaires, l'entomofaune ainsi que l'avifaune forestière (Drapeau et al. 1999b).

Le présent projet de recherche visait à déterminer comment les habitats de lisière influencent la distribution spatiale, l'activité reproductrice des oiseaux forestiers et le risque de prédation de leurs nids en forêt boréale mixte. Les lisières boisées d'origine anthropique (coupes et activités agricoles) seront comparées aux lisières créées par des perturbations naturelles (feux) afin de déterminer l'importance relative des effets de lisières sur la distribution de l'avifaune dans ces divers types de lisières.

Les hypothèses de recherche testées dans le présent projet sont : (1) que les espèces d'oiseaux associées aux forêts matures ne sont pas ou peu affectées par la présence de lisières en forêt boréale, (2) que l'activité reproductrice de ces mêmes espèces est par contre plus faible en lisière que dans la matrice forestière, (3) que le risque de prédation est plus grand en lisière qu'à l'intérieur des massifs forestiers, et (4) que ce risque est plus élevé dans les paysages fragmentés par les activités humaines que dans les paysages ouverts par des perturbations naturelles. Enfin, nous voulons tester l'hypothèse des taux de prédation moins élevés en paysage aménagé par les coupes forestières que ceux rencontrés dans les paysages agricoles (Bayne et Hobson 1997).

# UTILISATION DES HABITATS DE LISIÈRE PAR L'AVIFAUNE FORESTIÈRE LORS DE LA PÉRIODE DE NIDIFICATION EN FORÊT BORÉALE MIXTE

Daniel Brongo, Pierre Drapeau et Jean-François Giroux

Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire. Département de sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, Succ. Centre-ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3P8

## Résumé

Il est généralement admis que les oiseaux forestiers sont affectés par l'augmentation des lisières dans les paysages où l'on retrouve de l'activité agricole et les coupes forestières. Ces habitats sont évités par les espèces aviaires de forêt mature entre autres, parce que la structure de la végétation y est différente et moins propice à leur nidification. En forêt boréale, les perturbations naturelles à grande échelle génèrent des ouvertures dans la mosaïque forestière et créent de nombreuses lisières aux interfaces « forêt-brûlis ». Les populations d'oiseaux, qui occupent la forêt boréale, peuvent montrer une prédisposition à tolérer les lisières. Le présent article vise à déterminer comment l'effet de lisière influence la distribution et l'activité reproductrice des oiseaux forestiers en forêt boréale mixte. La présence des espèces aviaires de même que leur activité reproductrice ont été comparées en bordure et à l'intérieur des forêts. Des lisières boisées d'origine anthropique (coupes forestières et activités agricoles) sont comparées aux lisières créées par des perturbations naturelles (feux) afin de déterminer l'importance relative des effets de lisière sur la distribution et l'activité reproductrice de l'avifaune dans ces écosystèmes forestiers. La distribution de la plupart des espèces de forêt mature est semblable de la bordure à l'intérieur des matrices forestières. Le Roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*) montre toutefois un évitement significatif aux lisières lors des deux années d'inventaire. L'activité reproductrice des espèces de forêts matures indique d'autre part que les lisières anthropiques sont possiblement moins favorables à la nidification des espèces d'oiseaux forestiers que les lisières créées par des perturbations naturelles.

**Mots-clés :** Lisières, avifaune forestière, coupes forestières, forêt brûlée, terres agricoles, points d'écoute, activités reproductrices

## Introduction

En Amérique du Nord, les activités agricoles et l'exploitation forestière ont ouvert le territoire forestier provoquant une perte nette d'habitat disponible pour les oiseaux associés aux forêts et créant ainsi un isolement des forêts résiduelles (Blake et Karr 1987). Cette perte d'habitat serait responsable du déclin de certaines espèces aviaires dans les territoires fragmentés (Whitcomb *et al* 1981, Robbins *et al* 1989). En plus de la perte d'habitat et de l'isolement accru des forêts résiduelles, les oiseaux forestiers seraient aussi affectés par l'augmentation d'habitats de lisières (Kroodsma 1982, King *et al* 1997). Ces habitats seraient évités par les espèces aviaires de forêt mature entre autres, parce que la structure de la végétation y serait moins propice à leur nidification (King *et al* 1997) mais également en raison d'un risque plus grand de prédation des nids (Robinson *et al.* 1995, Donovan *et al.* 1997).

Plusieurs études relatent les effets de la création des habitats de lisières de forêts sur les conditions abiotiques et la végétation en Amérique du Nord (Matlack et Litvaitis 1999, Brothers 1993, Fraver 1994 et Harper et MacDonald 2001). Ainsi, Matlack et Litvaitis (1999) ont montré que les habitats de lisière sont caractérisés par une augmentation de la lumière, de la température ainsi que par la diminution de l'humidité de la litière et de l'air. Ces caractéristiques micro-climatiques peuvent à leur tour diminuer la disponibilité en arthropodes, l'une des principales sources de nourriture des oiseaux forestiers (Gibbs et Faaborg 1990, Villard 1998, Burke et Nol 1998). La structure de la végétation étant une variable essentielle dans la distribution des oiseaux, les caractéristiques végétales des lisières prennent toute leur importance. L'apport accru de lumière dans les habitats de lisière modifie la composition et la structure de la végétation. Brothers (1993) a observé que la densité de la strate arbustive est plus grande et que le diamètre des arbres est généralement plus petit en lisière que dans la forêt. L'effet de lisière sur la végétation ne pénètre pas plus profondément que 60 m dans la forêt (Fraver 1994, Harper et MacDonald 2001).

La prédation accrue des nids près des lisières (Gates et Gysel 1978, Wilcove 1985) ainsi que le parasitisme du Vacher à tête brune (*Molothrus ater*) (Bielefeldt et Rosenfield 1997) peuvent aussi avoir un effet direct sur la dynamique des populations d'oiseaux forestiers des environnements fragmentés des forêts feuillues tempérées d'Amérique du Nord.

En forêt boréale nord-américaine, on retrouve de très grandes ouvertures provoquées par des perturbations naturelles comme des épidémies d'insectes et des feux de forêts (Eberhart et Woodard 1987, Dansereau et Bergeron 1993). Ces perturbations naturelles à grande échelle génèrent des ouvertures dans la mosaïque forestière et créent de nombreuses lisières aux interfaces « forêt-brûlis » pour lesquelles, les populations animales peuvent présenter une tolérance. Une autre indication de cette tolérance possible des oiseaux boréaux aux effets de lisières provient des travaux récents sur les effets de la prédation aux lisières des forêts aménagées (Rudnicky et Hunter 1993, Bayne et Hobson 1997), qui montrent que ces derniers sont moins importants dans les territoires à vocation forestière que dans les forêts tempérées qui se retrouvent dans des territoires à vocation agricole (Robinson *et al* 1995). Ces travaux ne permettent pas toutefois de savoir si la réponse des oiseaux aux lisières d'origine anthropique n'est pas différente de celle observée en bordure d'origine naturelle.

Enfin, pour assurer le maintien de la diversité biologique des forêts, la communauté scientifique a proposé des stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent le plus possible des perturbations naturelles (Chen *et al* 1992, Bergeron et Harvey 1997). Il devient donc important, tant sur le plan fondamental qu'appliqué, de pouvoir comparer la réponse de l'avifaune aux lisières qui sont générées par des perturbations humaines (coupes forestières et activités agricoles) à celle ayant cours dans les forêts qui subissent des perturbations d'origine naturelle (feux de forêt, épidémies d'insectes).

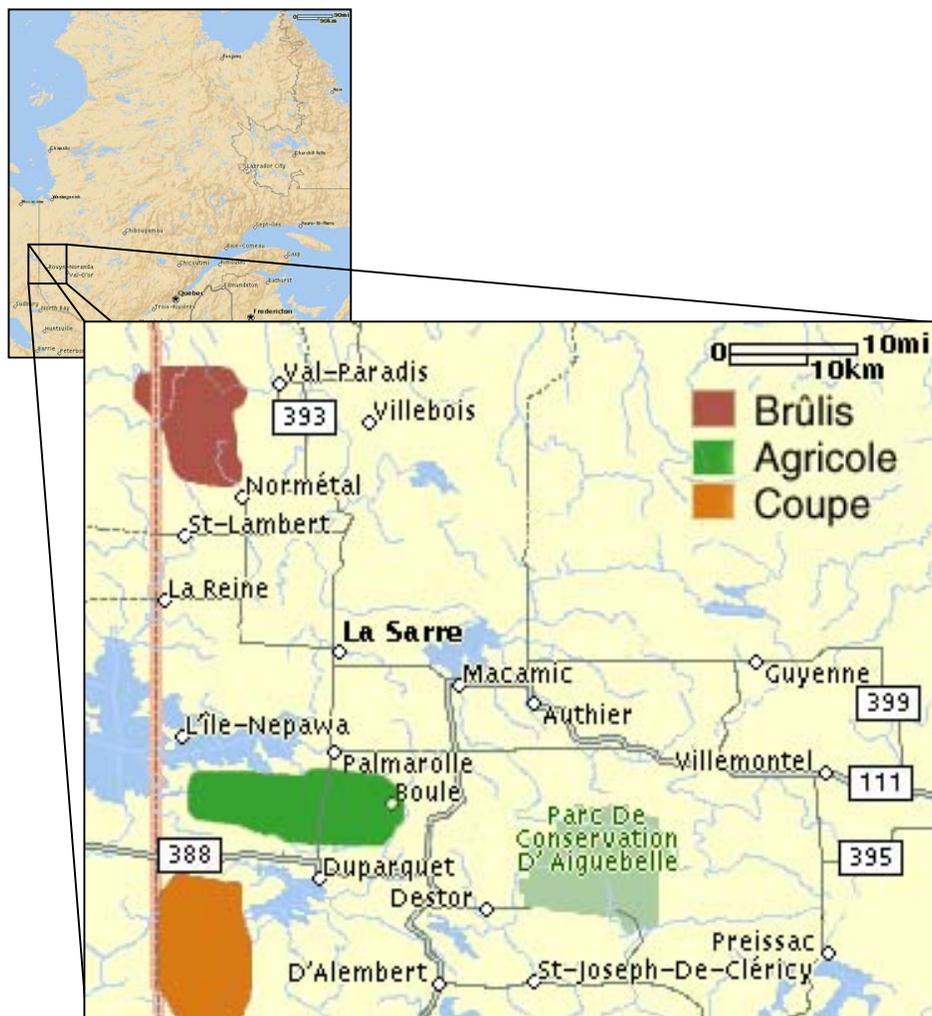
Le présent article vise à déterminer comment l'effet de lisière influence (1) la distribution et (2) l'activité reproductrice des oiseaux forestiers en forêt boréale mixte. Des lisières boisées d'origine anthropique (coupe forestière et activités agricoles) sont comparées aux lisières créées par des perturbations naturelles (feux) afin de déterminer l'importance relative des

effets de lisière sur la distribution de l'avifaune dans ces écosystèmes forestiers. Nos hypothèses de recherche sont qu'en raison de leur prédisposition à subir des perturbations à grande échelle, les espèces aviaires de forêts matures ne sont pas affectées par la présence de lisières en forêt boréale dans leur distribution spatiale, alors que l'activité reproductrice de ces mêmes espèces aviaires est moindre en lisière que dans la matrice forestière.

### **Description de l'aire d'étude**

L'étude a été effectuée au Nord-ouest du Québec, dans la région de l'Abitibi (48° N, 79° W). Ce territoire est à la limite du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc et de la pessière à mousses (Saucier *et al* 1998). Les espèces arborescentes qui dominent la voûte forestière sont le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), l'épinette noire (*Picea mariana*), le pin gris (*Pinus banksiana*), le bouleau à papier (*Betula papyrifera*), le peuplier baumier (*Populus balsamifera*) et l'épinette blanche (*Picea glauca*). Occasionnellement, la voûte forestière peut contenir du mélèze laricin (*Larix laricina*) et du frêne noir (*Fraxinus nigra*) dans les sites plus humides. Dans la strate arbustive et en lisière de forêt, les espèces végétales rencontrées sont l'aulne rugueux (*Alnus incana rugosa*), l'aulne crispé (*Alnus viridis crispata*), le noisetier à long bec (*Corylus cornuta*), le saule (*Salix spp.*), l'érable à épis (*Acer spicatum*), le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica*) et le cerisier de Virginie (*Prunus virginiana*) (Bergeron *et al* 1983).

L'étude a été réalisée dans des paysages forestiers dont les bordures boisées ont été créées par trois types de milieu ouvert : un brûlis récent (3 ans), des terres agricoles (> 60 ans) et des coupes forestières de moins de 5 ans (**Figure 1**).



**Figure 1.** Carte des différents secteurs à l'étude (feu, terres agricoles et coupes forestières) en Abitibi.

Le secteur brûlé est situé entre la frontière de l'Ontario et la localité de Val-Paradis au nord du 49<sup>e</sup> parallèle nord. Ce feu (1997) d'une superficie de 12 540 hectares (Bordeleau 1998) chevauche la forêt boréale mixte au sud et la pessière à mousse au nord. La dernière perturbation naturelle sur ce territoire remontait au feu de 1911. En bordure du territoire brûlé, on retrouve des peuplements forestiers mixtes ayant près de 90 ans. Le secteur agricole

est situé entre le lac Abitibi et le lac Duparquet. Il comporte les municipalités de Rapide-Danseur, Palmarolle, Roquemaure et Gallichan. La quasi-totalité du territoire a été défrichée et brûlée dans les années 1940 lors de la période de colonisation de l'Abitibi. Aujourd'hui, l'abandon de plusieurs terres a favorisé l'établissement de jeunes forêts dominées par le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*). Ces forêts sont constituées de peuplement d'environ 60 ans et sont bordées de lisières franches et permanentes. Le territoire de coupes forestières est attenant à la Forêt d'enseignement et recherche du Lac Duparquet (FERLD) située entre la route 388 et la municipalité de Rouyn-Noranda, du nord au sud, et la frontière ontarienne et le lac Duparquet d'ouest en est. Dans ce secteur, l'activité forestière est présente depuis les années 70. Les forêts mixtes (peupliers faux-trembles et épinettes noires) sélectionnées font toutes parties d'un territoire qui a brûlé en 1923. Ces forêts de près de 80 ans sont bordées de coupes récentes (5 ans) ayant une interface franche avec le milieu forestier.

## **Méthodologie**

### *Distribution des oiseaux en lisière*

Des inventaires d'oiseaux par points d'écoute (Blondel *et al* 1981, Drapeau *et al* 1999) ont été effectués le long de transects disposés de la bordure de la perturbation jusqu'à l'intérieur de la forêt (475 m) pendant la période de reproduction des oiseaux, soit entre le 4 juin et le 2 juillet 1999 et entre le 3 juin et le 1<sup>er</sup> juillet 2000. Chacun des transects perpendiculaires à la lisière comportait quatre stations d'écoute en 1999 et deux stations d'écoute en 2000, une à tous les 150 mètres, et débutait à 25 m de la lisière. Les transects étaient séparés entre eux d'au moins 300 m et se retrouvaient dans des massifs forestiers de grande taille (> 25 ha) afin de contrôler l'effet confondant de l'importance accrue d'habitats de lisière dans les bois de petite taille. Ces transects ont été disposés dans des forêts mixtes à dominance feuillue. Au total, 173 points d'écoute ont été réalisés en 1999. À l'été 2000, toutes les stations localisées à 25 m et à 175 m échantillonnées en 1999 ont fait l'objet de dénombrements d'oiseaux. De plus, 37 nouvelles stations ont été ajoutées afin de compléter la couverture systématique des

interfaces « bordures – intérieur de forêts » dans les trois paysages. Pour chacune des stations, les espèces et le nombre d'individus de chacune des espèces entendues ou vues ont été recensés à raison de deux visites de 20 minutes d'écoute réalisées au début et à la fin de la période de nidification selon un protocole similaire à celui de Drapeau et al. (2000). Pour chaque espèce, la valeur d'abondance maximale obtenue dans un rayon de 50 m au cours des deux visites a été retenue.

#### *Activité reproductrice*

En 2000, des inventaires complémentaires à l'aide de repasse de cris de houspillage (mobbing calls) de Mésanges à tête noire ont également été réalisés. Cette technique consistait à faire jouer un enregistrement de cris de Mésanges à tête noire en alerte afin de faire réagir les oiseaux forestiers. Gunn *et al* (2000) ont montré qu'au Québec, cette technique permettait d'attirer 24 espèces d'oiseaux forestiers et d'augmenter substantiellement le nombre d'observations d'activités reproductrices comparativement à de l'observation passive. De plus, la repasse de chants (playback) de certaines espèces cibles considérées sensibles aux changements du couvert forestier mature et détectées aux points d'écoute en 1999 a été utilisée pour s'assurer de leur absence effective. Ces espèces sont : la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapillus*), la Paruline bleue (*Dendroica caerulescens*), la Paruline à gorge orangée (*Dendroica fusca*), la Paruline à poitrine baie (*Dendroica castanea*), le Roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*), la Grive à dos olive (*Catharus ustulatus*), le Grimpereau brun (*Certhia americana*) et le Troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*). Ces espèces ont également été classées comme susceptibles d'être sensibles aux modifications du couvert forestier en Abitibi (Drapeau *et al* 2000). La repasse de chant permet donc de s'assurer que les observateurs n'ont pas manqué ces espèces.

De plus, les enregistrements ont été préalablement calibrés afin que la portée du son ne dépasse pas un rayon de 25 m autour du point d'échantillonnage. Chaque période de « mobbing call » avait une durée de 20 min, divisées en quatre périodes de 5 min. La première période a été utilisée afin d'identifier tous les comportements reproducteurs des

individus de façon auditive ou visuelle sans repasse de cris de Mésanges à tête noire. À la deuxième période, les individus ont été tous recensés de nouveau (nouveaux individus et les individus déjà recensés lors du 5 min précédent) tout en jouant l'enregistrement de cris de mésanges. Lors de la période trois, tous les nouveaux individus ont été recensés ainsi que les individus du 5 min précédent sans l'enregistrement de cris de mésanges. Le dernier 5 min a permis de recenser à nouveau tous les individus, cette fois-ci avec la repasse de chants des espèces cibles (playback). Pour chaque espèce, le nombre d'individus ayant ou non un comportement indiquant une activité reproductrice (transport de matériel pour la construction du nid, transport de nourriture, un couple ensemble, etc.) a été noté selon les catégories représentées au **Tableau 1**. Les individus montrant des comportements représentés par les codes 2 et 3 ont été considérés comme des nicheurs probables alors que les individus montrant des comportements représentés par les codes 4 à 7 ont été considérés comme des nicheurs confirmés. Chaque point d'inventaire d'activité reproductrice a été visité deux fois entre le début et la fin du mois de juin, soit pendant toute la période de reproduction des passereaux forestiers.

**Tableau 1.** Liste des catégories de comportements utilisées afin de regrouper les comportements liés à l'activité reproductrice des individus recensés lors des points de «Mobbing calls» à l'été 2000 dans trois différents paysages de forêts boréales mixtes en Abitibi.

Catégories	Types de Comportements
1	L'individu est présent, mais ne semble pas être affecté par l'enregistrement
2	L'individu démontre un comportement agité en s'approchant à plus de 5 mètres du haut-parleur
3	L'individu démontre un comportement agité et approche à moins de 5 mètres du haut-parleur
4	Mâle et femelle ensemble démontrant un comportement agité
5	Mâle ou femelle transportant du matériel pour la construction du nid
6	Mâle ou femelle transportant de la nourriture
7	Découverte d'un nid actif

### *Conditions d'habitat*

Afin de mesurer les conditions locales d'habitat, un quadrat de végétation de 20 par 20 m (400 m<sup>2</sup>) centré sur le point d'écoute a été établi. Quatre mesures de pourcentage de recouvrement et d'enrésinement ont été estimées dans un rayon de 5 m (une mesure par coin du quadrat) en utilisant une échelle semi-quantitative des classes de recouvrement à chacune des strates de végétation: couche muscinale, 0 à 1 m, 1 à 4 m, 4 à 7 m, 7 à 12 m, 12 à 17 m et 17 m et plus. Ces variables ont été mesurées de façon à pouvoir contrôler l'influence des variations locales de l'habitat.

### *Analyses statistiques*

Afin de déterminer si la structure de la végétation diffère de la bordure à l'intérieur de la forêt, les moyennes de valeurs de recouvrement et d'enrésinement des différentes strates de la végétation ont été comparées à l'aide de tests de Mann-Whitney dans chaque paysage. La correction de Bonferroni a été utilisée afin d'ajuster le seuil de signification pour tenir compte des tests multiples faits pour chaque variable de l'habitat. En fait, le seuil de 0,05 a été divisé par treize (treize comparaisons ont été faites pour chaque paysage). Le nouveau seuil de signification était de 0,003. Ensuite, des régressions logistiques portant sur l'occurrence de chaque espèce d'oiseaux ont été réalisées avec les variables de conditions locales d'habitat. Les variables retenues lors de cette première étape avaient une influence sur l'occurrence des espèces. Dans un deuxième temps, des analyses de régression logistique par espèce ont été faites avec les variables des conditions locales retenues lors de la première analyse, en ajoutant cette fois la distance à la lisière (variable continue) comme nouvelle variable explicative.

Le faible nombre d'indices d'activité reproductrice des individus recensés nous a obligé à former des groupes d'espèces ayant des affinités communes. Ces espèces aviaires ont été regroupées selon leurs affinités écologiques aux divers stades de développement des forêts mixtes de la même région d'étude à partir de l'étude de Drapeau *et al* (2000). Cette typologie

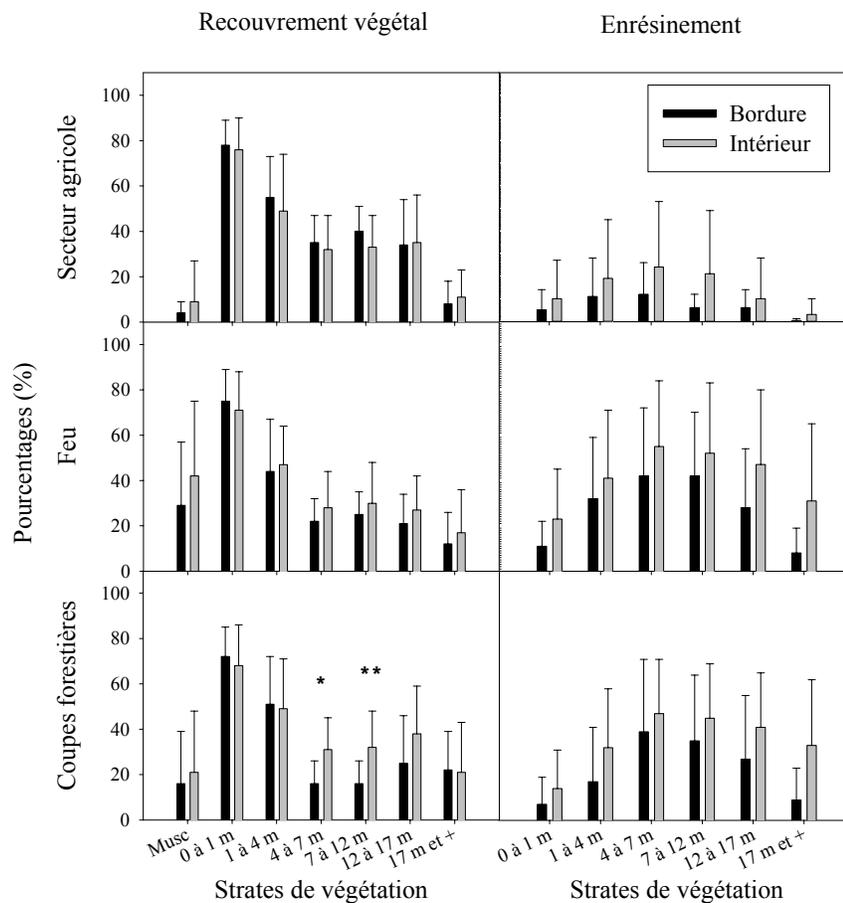
comprenait trois groupes soit : des espèces de forêts matures, des espèces de jeunes forêts et de début de succession et des espèces généralistes. Les indices d'activité reproductrice de ces groupes d'oiseaux qui ont été attirés par la repasse des cris de mésanges ont été comparés entre la bordure et l'intérieur de la forêt dans chacun des paysages à l'aide de tests de Mann-Whitney pour mesurer les différences globales d'activité reproductrice entre les lisières et les habitats d'intérieur de nos sites d'étude. Une correction de Bonferroni a été utilisée pour ajuster le seuil de signification en tenant compte du nombre de tests faits (3) dans chacun des paysages. Le nouveau seuil était donc de 0,02.

De plus, pour déterminer lesquelles parmi les espèces d'oiseaux associés aux forêts matures montraient une activité reproductrice différente entre la lisière et l'intérieur de la forêt, les indices d'activité reproductrice de ces espèces ont été comparés, espèce par espèce, entre la lisière et l'intérieur de la forêt au moyen d'analyses de chi-carré ( $X^2$ ).

## Résultats

### *Différences de la structure et de la composition des forêts et des bordures*

Dans chaque paysage, les pourcentages de recouvrement et d'enrésinement des bordures ont été comparés aux valeurs qui caractérisent l'intérieur de la forêt (**Figure 2**). Dans l'ensemble, au sein de chaque paysage la structure et la composition du couvert forestier n'ont pas montré de différences significatives importantes de la bordure à l'intérieur des forêts. Néanmoins, la structure de la végétation était significativement différente entre la bordure et l'intérieur de la forêt pour les strates du sous-couvert forestier de 4 à 7 m et de 7 à 12 m dans le paysage ayant subi des coupes forestières ( $U = 139,50$   $P < 0,001$ ,  $U = 129,00$   $P < 0,0001$ ).



**Figure 2.** Pourcentages de recouvrement et d'enrésinement (moyennes et écart-types) des différentes strates de la végétation pour les secteurs agricoles, de feu et de coupes forestières en bordure (25 m de la lisière) et à l'intérieur de la matrice forestière (de 175 à 475 m de la lisière) Test de Mann-Whitney. \*  $P < 0,003$ , \*\*  $P < 0,0007$ .  $n = 173$ .

Dans les autres paysages, aucune différence de pourcentage de recouvrement n'était significative entre la bordure et l'intérieur de la forêt. En ce qui a trait à la composition de la végétation, les pourcentages d'enrésinement des trois paysages ne montraient aucune différence. La variabilité dans les pourcentages d'enrésinement des différentes strates verticales était toutefois forte tant en bordure qu'à l'intérieur de la forêt et ce, dans les trois paysages.

### *Différences de végétation entre les paysages*

Les différentes strates de végétation caractérisant les intérieurs et les bordures ont ensuite été comparées entre les trois paysages. La strate muscinale était plus importante dans le paysage de feu (29 % en bordure et 42 % en forêt) que dans le paysage agricole (5 % en bordure et 9 % dans la matrice forestière) et que dans le paysage des coupes forestières (16 % en bordure et 21 % en forêt) autant en bordure qu'à l'intérieur de la forêt ( $U = 41,5$   $P = 0,001$ ,  $U = 313,0$   $P = 0,001$ ,  $U = 85,0$   $P = 0,110$ ,  $U = 510,5$   $P = 0,001$ ). Le territoire forestier au pourtour du feu étant situé à la limite sud de la pessière à mousses (nord du 49° parallèle), on y retrouvait une couverture de mousses et de lichens de deux à quatre fois plus grande que dans les deux autres paysages situés un peu plus au sud (voir **Figure 1**). La structure de la végétation des bordures différait entre les paysages comme en témoignent les différences significatives observées pour les strates inférieures (4 à 7 m :  $U = 50,0$   $P = 0,005$ ,  $U = 87,5$ ,  $P = 0,128$  (NS),  $U = 25,0$ ,  $P = 0,0001$ ; 7 à 12 m :  $U = 45,5$ ,  $P = 0,002$ ,  $U = 64,0$   $P = 0,015$ ,  $U = 14,0$   $P = 0,0001$ ) et la strate supérieure (17 m et plus) entre le paysage de coupes et les paysages agricole et de feu ( $U = 55,5$ ,  $P = 0,009$  et  $U = 74,5$ ,  $P = 0,043$ ). De plus, c'est en paysage agricole que la voûte forestière était la plus dense avec une moyenne de 35% de recouvrement. Finalement, le couvert forestier était plus résineux dans les paysages issus du feu (8 à 42 % en bordure et 23 à 55 % dans la forêt) et des coupes forestières (7 à 39 % en bordure et 14 à 47 % en forêt) que dans celui du secteur agricole (0,3 à 12 % en bordure et 3 à 24% en forêt) et ce, pour les différentes strates de végétation ( $P < 0,05$ ). Tant en bordure qu'à l'intérieur des massifs forestiers respectifs, nos trois paysages offraient donc des conditions forestières différentes les uns des autres.

### *Distribution des espèces d'oiseaux par rapport aux habitats de lisière*

La liste des espèces aviaires recensées, lors des deux années d'inventaire, comportait 89 espèces représentées en **Annexe 1** en ordre décroissant du total de détection aux points d'écoute de 1999 et aux points de «mobbing calls» de 2000 (rayon illimité). Les espèces ayant une occurrence de plus de 10 % et se retrouvant dans le rayon d'écoute de 50 m ont été

retenues dans les analyses statistiques, soit 39 espèces (en gras) qui représentent 92 % de toutes les détections d'individus pour les deux années (1999 et 2000) réunies. L'occurrence des espèces est présentée en **Annexe 2** dans les différents paysages pour chaque année d'inventaire. Les espèces les plus détectées étaient le Viréo aux yeux rouges, la Paruline couronnée, le Bruant à gorge blanche, la Grive à dos olive et la Paruline à joues grises. Les espèces les moins détectées mais tout de même retenues pour les analyses étaient le Pic flamboyant, le Mésangeai du Canada, la Paruline masquée, le Geai bleu et le Viréo de Philadelphie.

Pour chaque groupe d'espèces le **Tableau 2** présente les résultats des modèles de régression des espèces individuelles qui sont ordonnées en fonction de l'intensité de leur réponse (positive ou négative) à la distance à la lisière. Parmi les espèces de forêts matures, cinq d'entre elles montraient une relation positive avec la distance à la lisière. Ces espèces étaient le Roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*), la Paruline bleue (*Dendroica caerulescens*), la Paruline à poitrine baie (*Dendroica castanea*), la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapillus*) et le Grimpereau brun (*Certhia americana*). La réponse de ces espèces n'était toutefois pas consistante d'un paysage à l'autre. Au pourtour du feu de Val-Paradis, seule la Paruline couronnée évitait les lisières en 1999 alors que dans le paysage des coupes forestières quatre espèces avaient une occurrence plus faible en lisière qu'à l'intérieur de la forêt soit: le Roitelet à couronne dorée, la Paruline bleue, la Paruline à poitrine baie et le Grimpereau brun. Enfin, seul le Roitelet à couronne doré évitait les habitats de lisières des coupes forestières lors des deux années d'inventaire. De fait, sur ce groupe de 15 espèces, pour au moins une des deux années d'étude, 14 d'entre elles ne montraient pas de différences quant à leur probabilité de détection à l'intérieur ou à la lisière des bois.

Les espèces aviaires de début de succession et de jeunes forêts ont été détectées en plus grand nombre aux lisières qu'à l'intérieur de la forêt pour six des 15 espèces (**Tableau 2**). Ces espèces étaient la Paruline triste (*Oporornis philadelphia*), la Paruline à flancs marron (*Dendroica pensylvanica*), le Moucherolle tchébec (*Empidonax minimus*), la Paruline masquée (*Geothlypis trichas*), le Pic mineur (*Picoides pubescens*) et le Merle d'Amérique

(*Turdus migratorius*). Le paysage des coupes forestières comptait le plus grand nombre d'espèces (quatre) qui montraient une préférence pour les lisières : la Paruline triste, la Paruline à flancs marron, le Moucherolle tchébec et la Paruline masquée. Parmi les 15 espèces aviaires de début de succession et de jeunes forêts, seulement deux espèces étaient plus détectées aux lisières pour nos deux années d'inventaire, soit la Paruline triste et la Paruline à flancs marron, et ce, dans le paysage coupé. Parmi les 9 espèces généralistes, le Bruant à gorge blanche préférait les lisières aux habitats d'intérieur de forêt en paysage agricole et en paysage de coupes forestières en 2000. D'autre part, la Mésange à tête noire évitait les lisières de coupes forestières en 1999. Sept espèces étaient indifférentes à la distance à la lisière pour l'une des deux années d'étude dans les trois paysages. Finalement, aucune de ces espèces ne montrait une réponse consistante à la présence de lisières d'une année à l'autre ou d'un paysage à l'autre.

**Tableau 2.** Réponse des espèces aviaires aux habitats de lisière en fonction de leur association d'habitat (forêt mature, jeune forêt - stade de régénération, et généralistes) selon Drapeau *et al* (2000) pour chacun des trois paysages à l'étude (1999-2000). B : coefficient, SE : écart-type du coefficient et P : probabilité. Un coefficient B positif ( + ) indique une préférence alors qu'un coefficient B négatif ( - ) représente un évitement pour la variable « distance à la lisière ». Les relations significatives à  $P < 0,05$  sont en gras. La relation significative entre la distribution des espèces et la distance à la lisière traduit un effet résiduel significatif après avoir stabilisé l'effet des conditions locales de l'habitat au sein de chaque modèle de régression logistique.

Habitats	Espèces	Agricole			Feu			Coupes											
		1999	2000	P	1999	2000	P	1999	2000	P									
Forêts matures	Roitelet à couronne dorée	<b>0,007</b>	<b>0,003</b>	<b>0,024</b>	0,075	0,503	0,882	0,001	0,004	0,865	0,002	0,005	0,709	<b>0,008</b>	<b>0,002</b>	<b>0,000</b>	<b>0,013</b>	<b>0,006</b>	<b>0,028</b>
	Paruline bleue	0,000	0,002	0,974	0,011	0,006	0,054							0,002	0,002	0,286	<b>0,016</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>
	Paruline à poitrine baie	<b>0,004</b>	<b>0,002</b>	<b>0,036</b>	0,003	0,005	0,526	0,002	0,002	0,334	0,004	0,005	0,368	0,000	0,003	0,883	<b>0,014</b>	<b>0,007</b>	<b>0,037</b>
	Paruline couronnée							<b>0,006</b>	<b>0,002</b>	<b>0,011</b>	0,016	0,008	0,056	-0,062	0,678	0,927	0,055	0,326	0,865
	Grimpereau brun	0,003	0,003	0,190				0,002	0,002	0,236	0,003	0,005	0,482	-0,001	0,002	0,784	<b>0,012</b>	<b>0,006</b>	<b>0,047</b>
	Grive à dos olive	0,003	0,003	0,241	0,008	0,005	0,082	0,001	0,002	0,786	0,005	0,004	0,218	0,001	0,002	0,745	0,008	0,005	0,124
	Pic maculé	-0,002	0,002	0,273	-0,001	0,005	0,905	0,003	0,002	0,190	0,000	0,005	0,940	0,000	0,002	0,942	-0,005	0,004	0,212
	Paruline à croupion jaune	-0,001	0,002	0,661	-0,005	0,007	0,509	0,001	0,003	0,757	-0,003	0,005	0,553	0,002	0,002	0,311	0,006	0,004	0,153
	Gros-bec errant	0,002	0,005	0,625							0,007	0,008	0,357	-0,002	0,002	0,362	0,006	0,005	0,192
	Paruline à gorge noire	0,005	0,003	0,147	-0,042	0,030	0,164	0,000	0,002	0,909	0,009	0,006	0,140	0,004	0,002	0,091	-0,005	0,011	0,620
	Paruline à gorge orangée	0,001	0,002	0,511	0,007	0,008	0,376	0,002	0,003	0,415	0,009	0,006	0,140	0,004	0,002	0,091	-0,005	0,011	0,620
	Roitelet à couronne rub.	0,007	0,004	0,055	0,036	0,605	0,953	-0,001	0,002	0,449	-0,002	0,004	0,697	0,004	0,003	0,150	0,000	0,007	1,000
	Sittelle à poitrine rousse	0,001	0,002	0,709				0,000	0,002	0,870				-0,007	0,005	0,134			
	Troglodyte mignon	0,000	0,002	0,832				0,001	0,003	0,777	0,000	0,005	1,000	0,002	0,002	0,192	0,009	0,006	0,140
	Mésangeai du Canada	-0,004	0,005	0,470	0,058	0,369	0,874	-0,001	0,002	0,703	-0,005	0,006	0,393	0,006	0,005	0,222	0,000	0,010	1,000

**Tableau 2.** Suite.

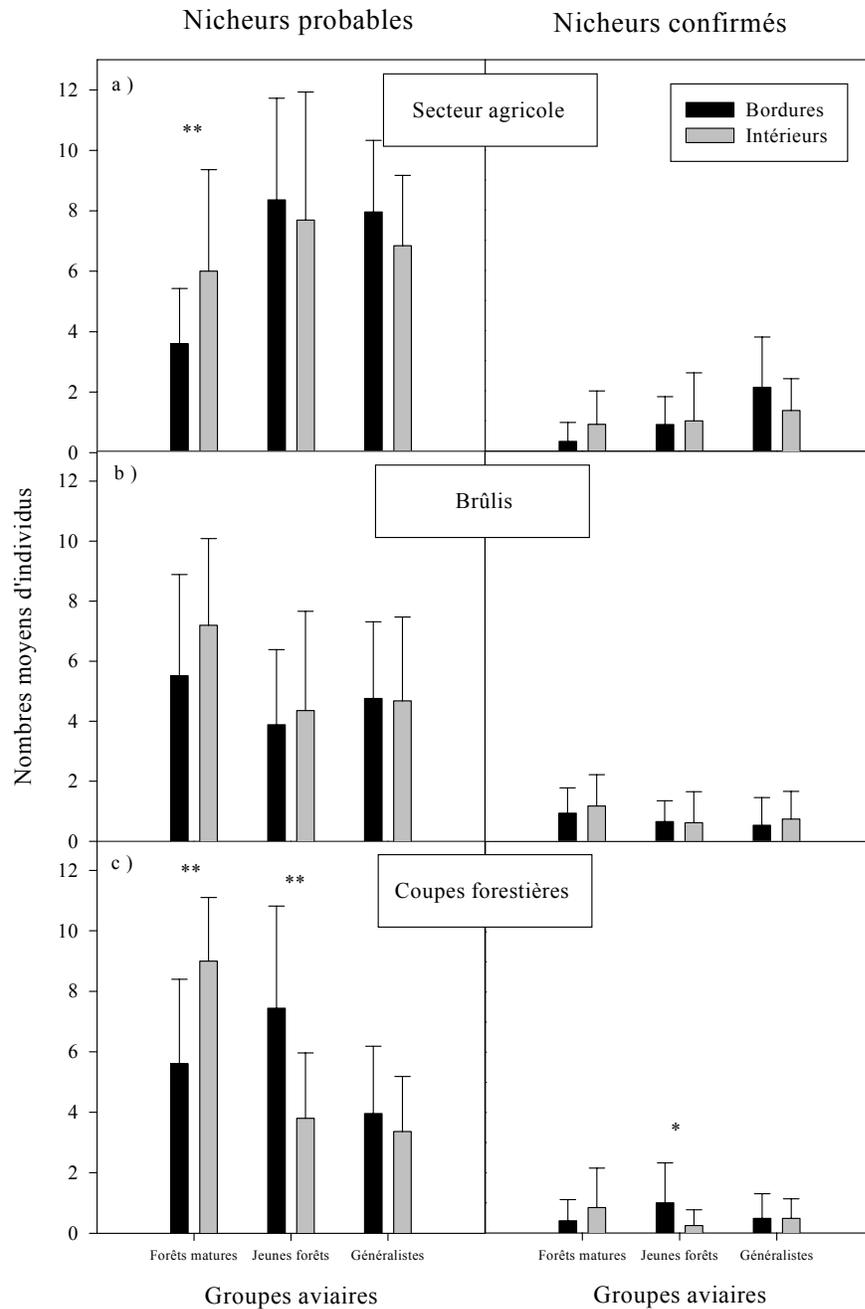
Habitats	Espèces	Agricole			Feu			Coupes			2000			2000						
		1999	2000	P	1999	2000	P	1999	2000	P	1999	2000	P	1999	2000	P				
Jeunes																				
forêts et	Paruline triste	<b>-0,004</b>	<b>0,002</b>	<b>0,046</b>	-0,006	0,004	0,121	<b>-0,009</b>	<b>0,003</b>	<b>0,002</b>	0,001	0,007	0,925	<b>-0,017</b>	<b>0,007</b>	<b>0,014</b>	<b>-0,015</b>	<b>0,006</b>	<b>0,009</b>	
début de	Paruline à																			
succession	flancs marron	<b>-0,006</b>	<b>0,003</b>	<b>0,031</b>	-0,006	0,005	0,221	-0,007	0,003	0,056	-0,013	0,012	0,262	<b>-0,014</b>	<b>0,005</b>	<b>0,006</b>	<b>-0,024</b>	<b>0,007</b>	<b>0,000</b>	
	Moucherolle																			
	tchébec	-0,004	0,002	0,055	0,000	0,006	0,953	-0,001	0,002	0,571	<b>0,014</b>	<b>0,007</b>	<b>0,041</b>	<b>-0,006</b>	<b>0,003</b>	<b>0,021</b>	0,006	0,005	0,230	
	Paruline																			
	masquée	-0,071	0,424	0,867				-0,071	0,419	0,865				<b>-0,008</b>	<b>0,004</b>	<b>0,030</b>	-0,065	0,361	0,856	
	Pic mineur	<b>-0,005</b>	<b>0,002</b>	<b>0,014</b>	-0,002	0,004	0,586	-0,001	0,003	0,643	0,003	0,006	0,626	-0,007	0,006	0,297	-0,003	0,006	0,661	
	Merle																			
	d'Amérique	<b>-0,004</b>	<b>0,002</b>	<b>0,047</b>	-0,001	0,004	0,879	-0,002	0,002	0,301	0,000	0,007	1,000	-0,002	0,002	0,262	-0,009	0,005	0,071	
	Grive solitaire	0,001	0,002	0,581	0,003	0,006	0,652	0,000	0,002	0,843	-0,067	0,357	0,851	0,001	0,002	0,516	0,000	0,006	0,932	
	Pic																			
	flamboyant	0,002	0,003	0,489				-0,004	0,003	0,118				-0,069	0,439	0,875				
	Jaseur																			
	d'Amérique	-0,002	0,002	0,481	-0,005	0,005	0,275	-0,001	0,003	0,850	0,023	31,400	1,000	0,002	0,002	0,282	-0,014	0,007	0,071	
	Junco ardoisé	-0,006	0,006	0,295				-0,002	0,002	0,288	-0,004	0,004	0,337	-0,004	0,003	0,163	-0,006	0,006	0,324	
	Vireo de																			
	Philadelphie				0,001	0,004	0,737				0,004	0,004	0,334				-0,005	0,005	0,311	
	Paruline du																			
	Canada	0,002	0,003	0,396	0,013	0,008	0,107	-0,006	0,006	0,298	0,007	0,006	0,271	0,001	0,002	0,530	0,000	0,007	0,957	
	Grive fauve	-0,003	0,003	0,284	-0,003	0,006	0,598	0,001	0,004	0,806	0,009	0,009	0,265	0,002	0,002	0,271	-0,002	0,005	0,715	
	Paruline à																			
	joues grises	0,002	0,002	0,192	0,004	0,005	0,494	0,008	0,005	0,096	-0,008	0,007	0,207	-0,001	0,002	0,772	-0,004	0,005	0,438	
	Geai bleu	-0,003	0,006	0,681	0,009	0,008	0,228	0,008	0,005	0,096	-0,008	0,007	0,207	0,002	0,002	0,339	0,000	0,006	0,979	



*Indices d'activité reproductrice et effets de lisières*

Le nombre d'observations de nicheurs probables était de 896 pour les espèces de forêts matures, de 909 pour les espèces de début de succession et de jeunes forêts et de 796 pour les espèces généralistes. Le nombre d'oiseaux dont les comportements ont permis de les considérer comme nicheurs confirmés était de 115 pour les espèces de forêts matures, de 112 pour les espèces de début de succession et de jeunes forêts et de 145 pour les espèces généralistes.

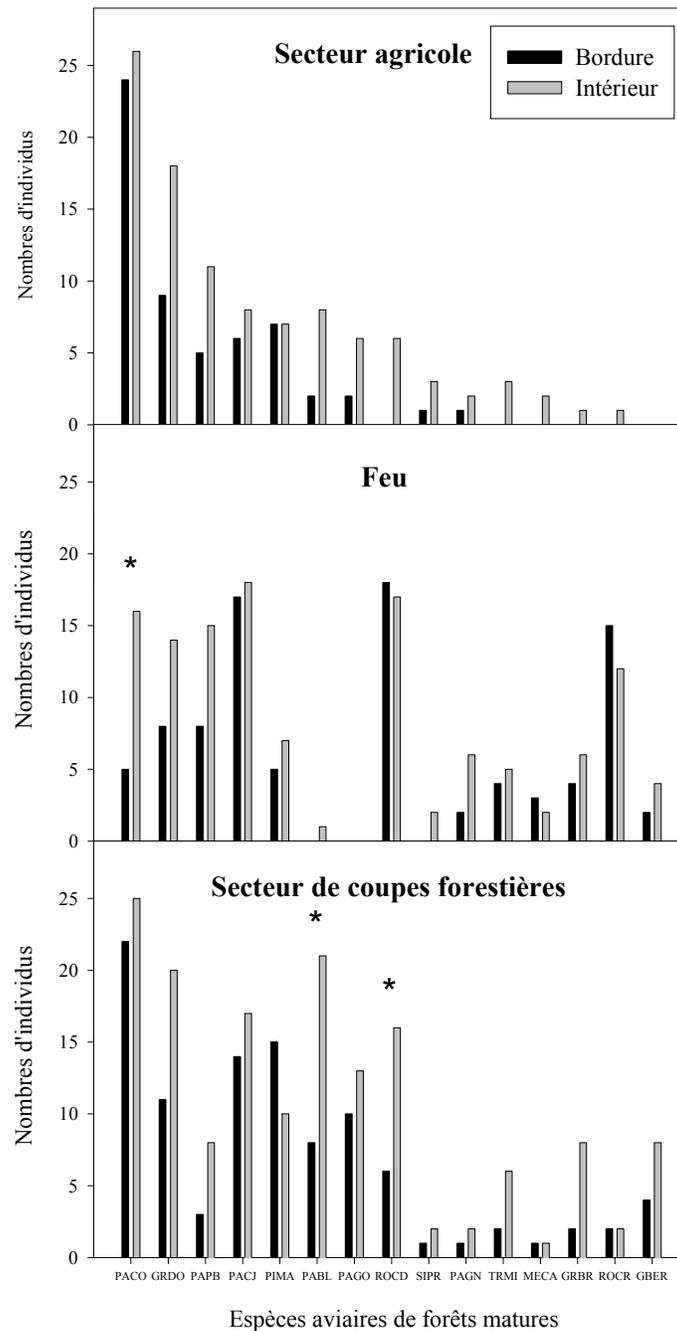
Les nombres moyens d'individus ayant montré des indices de nidification ne montrent pas de différences significatives entre la bordure et l'intérieur de la forêt pour la plupart des nicheurs confirmés (**Figure 3**). Seules les espèces de jeunes forêts et de début de succession montrent une différence significative de nicheurs confirmés (bordure > intérieur) entre la bordure et l'intérieur de la forêt dans le paysage de coupes ( $U = 209,5$   $P < 0,05$ ). Cette différence est aussi observée chez les nicheurs probables ( $U = 102,0$   $P < 0,001$ ). Chez les espèces aviaires associées aux forêts matures moins de nicheurs probables ont été détectés en lisière des paysages agricoles et de coupes forestières ( $U = 189,0$   $P < 0,01$ ,  $U = 107,0$   $P < 0,001$ ). Les indices de nidification des espèces généralistes étaient semblables en lisière et à l'intérieur de la forêt dans les trois paysages à l'étude, et ce tant pour les nicheurs probables que pour les nicheurs confirmés. Il est à noter que le paysage issu d'un feu est le seul à ne montrer aucune différence entre les indices de nidification en lisière et à l'intérieur des bois.



**Figure 3.** Nombres d'individus moyens démontrant un indice d'activité reproductrice pour les trois groupes d'espèces aviaires telles que classées en fonction de leurs affinités pour les forêts matures, les jeunes forêts ou leur statut généraliste (Drapeau et al. 2000) dans les trois paysages (paysage agricole, secteur brûlé, secteur des coupes forestières) à l'étude selon que ces indices révèlent une probabilité ou une confirmation de nidification. \* :  $P < 0,02$ , \*\* :  $P < 0,001$ .  $n = 150$ .

En paysage agricole, aucune espèce aviaire de forêt mature n'a montré de différences significatives entre la lisière et la forêt dans les indices d'activité reproductrice, mais les valeurs de ces indices de reproduction sont toutes plus faibles en lisière (Figure 4). En fait, toutes les espèces aviaires contribuent à la réponse de l'effet de lisière dans ce paysage sauf le Pic maculé.

Dans le paysage de coupes forestières, la plupart des espèces montrent une différence de leur indice de reproduction entre la lisière et l'intérieur de la forêt, mais cette différence est significative pour deux de ces espèces, soit la Paruline bleue ( $X^2 = 5,828$   $P < 0,05$ ) et le Roitelet à couronne dorée ( $X^2 = 4,545$   $P < 0,05$ ). Enfin, trois espèces présentent autant ou plus de comportements reproducteurs en lisière que dans la forêt, soit le Pic maculé, le Mésangeai du Canada et le Roitelet à couronne rubis . En paysage issu du feu, seule la Paruline couronnée montrait moins d'indices de nidification en bordure qu'en forêt ( $X^2 = 5,762$   $P < 0,05$ ).



**Figure 4.** Nombres d'individus par espèce associée aux forêts matures ayant montré un comportement de nicheur probable en lisière et en forêt pour chacun des trois paysages à l'étude PACO : Paruline couronnée, GRDO : Grive à dos olive, PAPB : Paruline à poitrine baie, PACJ : Paruline à croupion jaune, PIMA : Pic maculé, PABL : Paruline bleue, PAGO : Paruline à gorge orangée, ROCD : Roitelet à couronne dorée, SIPR : Sittelle à poitrine rousse, PAGN : Paruline à gorge noire, TRMI : Troglodyte mignon, MECA : Mésangeai du Canada, GRBR : Grimpereau brun, ROCR : Roitelet à couronne rubis, GBER : Gros-bec errant. \* : Différence significative ( $P < 0,05$ ).

## Discussion

Whitcomb *et al* (1981) ont défini les espèces d'intérieur de forêt comme étant des espèces qui nichent dans la matrice forestière et qui évitent les habitats de lisière. Cette définition a été rapidement adoptée par plusieurs auteurs (Lynch et Whigham 1984, Freemark et Merriam 1986, Askins *et al* 1987). Selon Villard (1998), l'évitement des habitats de lisière par les oiseaux associés à la forêt profonde relève davantage d'un consensus utilitaire au sein de la communauté scientifique pour catégoriser les espèces que d'analyses approfondies de leur répartition spatiale en fonction de la distance à la lisière. Très peu d'études ont en effet documenté la répartition (Kroodsma 1984, King *et al* 1997, Brand et George 2001) ou l'activité reproductrice des oiseaux par rapport aux lisières (Villard *et al* 1993, Van Horn *et al* 1995). De fait, la catégorisation des espèces d'oiseaux en espèces de forêt profonde « interior », de lisière « edge » et en espèces généralistes pouvant utiliser la lisière et la forêt profonde « edge-interior » a souvent été établie par l'intermédiaire d'une analyse de leur sensibilité à la taille des bois, l'évitement des bois de petite taille étant indirectement interprété comme un évitement aux lisières qui sont plus importantes dans les bois de petite taille (Freemark et Merriam 1986, Blake et Karr 1987, Robbins *et al* 1989). Une telle approche confond les effets de la taille des bois et de sensibilité aux lisières. Elle ne permet pas d'avoir une mesure précise de la sensibilité des espèces à la présence de lisières.

Dans la présente étude, nous avons tenu compte de ce problème. Le protocole d'étude a été établi de façon à isoler l'effet de la taille des forêts de l'effet de bordure en ne mesurant la réponse des espèces aux habitats de lisière que dans des forêts suffisamment grandes (plus de 25 ha) pour que ces deux facteurs, souvent corrélés dans les études de paysages fragmentés (Wiens 1994, Brand et George 2001), ne soient pas en interaction.

### *Évitement des lisières par les oiseaux de forêts matures*

De façon générale, dans toute l'aire d'étude, nous avons noté peu d'effet d'évitement aux lisières de la part des oiseaux forestiers, et ce, pendant toute la période de nidification. Le Roitelet à couronne dorée démontre un évitement des lisières assez fort, dans les paysages où l'enrésinement est plus faible, alors que dans le paysage de feu, où la présence d'essences résineuses est plus forte, cette espèce était aussi présente en lisière que la matrice forestière comme l'ont constaté Brand et George (2001) dans les forêts résineuses du Pacifique. Leur étude traite de deux autres espèces qui sont aussi présentes dans notre aire d'étude dont les résultats sont contradictoires. En effet, le Grimpereau brun et le Troglodyte mignon sont des espèces qui ont montré un évitement aux lisières dans l'Ouest alors que dans notre étude ces espèces occupaient autant les lisières que l'intérieur des forêts. Brand et George (2001) ont expliqué l'absence de ces espèces par des différences de micro-habitats et de structures de la végétation entre les habitats de lisière et l'intérieur des forêts. Ces espèces préfèrent les habitats plus humides et dont la structure de la végétation s'apparente à une structure de vieille forêt (Barrows 1986). Dans notre étude, ces variables ont été contrôlées a priori pour qu'elles n'influencent pas la réponse des oiseaux aux lisières.

Il en est de même pour la Paruline couronnée qui est peu affectée par la présence de lisières dans notre étude contrairement à plusieurs études montrant que cette espèce évite systématiquement les lisières de bois (Villard *et al* 1993, Van Horn *et al* 1995, Burke et Nol 1998). Ces auteurs attribuent l'absence de cette espèce en lisière par le fait que les habitats de bordure sont plus sujets à la dessiccation et par conséquent à une plus faible disponibilité en nourriture. Nos résultats vont cependant dans le même sens que les travaux de Sabine *et al* (1996) et Hagan *et al* (1996) qui dans les paysages fragmentés par la coupe forestière ne voient pas de différences significatives entre les massifs forestiers et les îlots résiduels exposés aux lisières. Sabine *et al* (1996) ajoutent toutefois que la présence des espèces aviaires aux habitats de lisières ne garantit pas le maintien à long terme de ces espèces dans les paysages fragmentés, puisqu'il faut aussi tenir compte des autres facteurs qui influencent la pérennité de ces espèces dans le paysage comme le succès d'appariement, le succès de reproduction et la survie des jeunes.

### *Espèces aviaires de jeunes forêts et de début de succession*

Les perturbations humaines de grande taille (agriculture et coupes forestières) et les perturbations naturelles créent des forêts de début de succession et de jeunes forêts favorisant l'établissement de nouvelles espèces aviaires qui recherchent ces habitats (Drapeau *et al* 2000). Ces espèces seraient en plus grande abondance dans les paysages perturbés et pourraient être détectées en plus grand nombre dans leurs lisières adjacentes. Ces habitats de lisière ont souvent les mêmes caractéristiques que les jeunes forêts (Brothers 1993). Dans notre étude, peu d'espèces aviaires associées aux jeunes forêts et aux stades de début de succession étaient confinées aux habitats de lisière. Les lisières inventoriées étaient franches, donc on y retrouvait très peu de jeunes forêts dans l'interface ouverture-forêt. Il y avait toutefois six espèces aviaires sur 15 qui étaient plus présentes en lisières que dans la matrice forestière soit : la Paruline triste, la Paruline à flancs marron, le Moucherolle tchébec, la Paruline masquée, le Pic mineur et le Merle d'Amérique.

### *Espèces généralistes*

Selon Drapeau *et al* (2000), dans la forêt mixte de l'Abitibi, les espèces généralistes étaient plus abondantes en paysage agricole qu'en paysages de coupes forestière entre autres en raison de la présence de cultures céréalières qui leur procuraient une nourriture abondante. Dans la présente étude, seul le Bruant à gorge blanche évitait les habitats d'intérieur de forêt dans les paysages agricoles et de coupes forestières alors que les autres espèces se retrouvaient autant en lisière que dans la forêt.

### *La fragmentation par la foresterie et les effets de bordure*

Au cours des dernières années, divers travaux ont montré que les effets de lisières (risque de prédation, risque de parasitisme) semblent beaucoup plus faibles dans des territoires sous

aménagement forestier que dans des paysages où la transformation du territoire a été générée par l'expansion de l'agriculture (Rudnický et Hunter 1993, Andrén 1995, Hagan *et al* 1996, Bayne et Hobson 1997). Diverses interprétations ont été évoquées pour expliquer ces résultats. Le degré de fragmentation des territoires sous exploitation forestière est généralement plus faible que dans les secteurs agricoles. Andrén (1994) a démontré que les pertes en espèces aviaires deviennent plus importantes lorsqu'il reste moins de 30 % du couvert forestier dans le paysage. Dans les territoires sous exploitation forestière, à l'échelle régionale, la perte de couvert forestier dépasse rarement 30 % (Andrén 1994). En effet, la proximité de grands massifs forestiers vient diluer les effets de la configuration (taille des bois, effets de lisières, etc.) à l'échelle locale (Spies *et al* 1994, McGarigal et McComb 1995, Schmiegelow *et al* 1997). De plus, Mönkkönen et Reunanen (1999) ont montré que le seuil de perte d'habitat sous lequel les effets de lisière, de configuration et d'isolement des habitats résiduels affectant les populations biologiques peut varier en fonction de la nature de la perturbation humaine (paysage). Enfin, Andrén (1999) a montré que le type de paysage et le pourcentage de couvert forestier étaient corrélés de façon telle qu'il était difficile de démarquer l'importance respective de ces deux facteurs.

Il est possible que les différences de réponse de l'avifaune à la fragmentation des forêts, dont la sensibilité des espèces aux lisières, résultent d'un effet combiné du degré de fragmentation du territoire assorti du type de perturbation et de la matrice résultante. Peu d'études ont été menées dans des paysages fragmentés par la foresterie dont les conditions de fragmentation du couvert forestier sont très élevées (moins de 30% de couvert forestier) pour démarquer l'effet de la nature de la matrice du degré de fragmentation de la forêt. Des travaux dans des forêts aménagées fortement fragmentées devront donc être menés pour évaluer les rôles respectifs du degré de fragmentation et de la nature de la perturbation à l'origine de la transformation du couvert forestier sur la réponse des organismes inféodés aux habitats forestiers.

Enfin, en documentant la distribution et l'activité reproductrice des oiseaux dans des lisières générées par des perturbations naturelles, la présente étude permet de jauger l'effet des

perturbations anthropiques sur la réponse des oiseaux à partir d'un point de repère, les conditions naturelles de fragmentation. Elle permet avant tout de mesurer la sensibilité des oiseaux aux types de lisières auxquelles les populations de ces espèces ont eu à s'adapter en forêt boréale au cours de leur évolution. Nos résultats sont, par conséquent, suggestifs d'une assez grande tolérance des oiseaux à la création de bordures en forêt boréale. Cette interprétation serait fondée sur l'idée d'une exposition plus fréquente des espèces à des perturbations qui, dans cet écosystème, couvrent de grandes superficies et induisent un nombre élevé de lisières entre les forêts et les milieux ouverts (Johnson 1992, Bergeron *et al.* 2001). Ceci serait moins le cas pour les forêts tempérées dont l'ouverture du couvert forestier est sous l'influence d'une dynamique naturelle de trouées de faible superficie étalées dans le temps (Frelich et Lorimer 1985). Par rapport à leur dynamique naturelle, la fragmentation extensive des forêts des écosystèmes tempérés décidus due à l'expansion agricole et à l'urbanisation, constitue donc un contraste frappant auquel les populations d'oiseaux de forêts tempérées ont été confrontées. Des études comparatives spécifiquement orientées sur la distribution des oiseaux en fonction de la distance à la lisière devront être menées dans ces deux biomes pour évaluer plus à fond l'hypothèse d'une sensibilité des populations liée aux régimes distinctifs des perturbations naturelles de ces biomes.

### Liste des références

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- . 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. Pages 225-255 in L. Hansson, L. Fahrig, and G. Merriam, editors. *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman and Hall.
- . 1999. Habitat fragmentation, the random sample hypothesis and critical thresholds. *Oikos* 84: 306-308.
- Askins, R. A. et M. J. Philbrick. 1987. Effect of change in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bulletin* 99: 7-21.

- Askins, R. A., M. J. Philbrick et D. Sugeno. 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation* 39: 129-152.
- Barrows, C. W. 1986. Habitat relationships of Winter Wrens in northern California. *Western Birds* 17 : 17-20.
- Bayne, E. M. et K. A. Hobson. 1997. Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology* 11: 1418-1429.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the Eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1-8.
- Bergeron, Y., A. Bouchard, P. Gangloff et C. Caminé. 1983. La classification écologique des milieux forestiers d'une partie des cantons d'Hébécourt et de Roquemaure. *Études écologiques* no. 9, Université Laval. Sainte-Foy. pp. 169.
- Bergeron, Y. et B. Harvey. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92: 235-242.
- Bielefeldt, J. et R. N. Rosenfield. 1997. Reexamination of cowbird parasitism and edge effects in Wisconsin forests. *Journal of Wildlife Management* 61: 1222-1226.
- Blake, J. G. et J. R. Karr. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationships. *Ecology* 68: 1724-1734.
- Blondel, J., C. Ferry et B. Frochot. 1981. Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology* 6: 414-420.
- Bordeleau, P. 1998. The Val-Paradis fire #322/97 case study. *Société De Protection Des Forêts Contre Le Feu* : 20 p.
- Brand, L. A. et T. L. George. 2001. Response of passerine birds to forest edge in coast redwood forest fragments. *The Auk* 118: 678-686.
- Brothers, T. S. 1993. Fragmentation and edge effects in Central Indiana old-growth forest. *Natural Areas Journal* 13: 268-275.
- Burke, D. M. et E. Nol. 1998. Influence of food abundance, nest-site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds. *The Auk* 115: 96-104.
- Chen, J., J. F. Franklin et T. A. Spies. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth douglas-fir forest. *Ecological Applications* 2: 387-396.

- Dansereau, P.-R. et Y. Bergeron. 1993. Fire history in the southern boreal forest of Northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 25-32.
- Drapeau, P. A. Leduc et R. McNeil. 1999. Refining the use of point counts at the scale of individual points in studies of bird-habitat relationships. *Journal of Avian Biology* 30: 367-382.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. Savard, Y. Bergeron et W. Vickery. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs* 70: 423-444.
- Eberhart, K. E. et P. M. Woodard. 1987. Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 1207-1212.
- Fraver, S. 1994. Vegetation Responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. *Conservation Biology* 8: 822-832.
- Freemark, K. E. et G. Merriam. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragment. *Biological Conservation* 36: 115-141.
- Frelich, L. E. et C. G. Lorimier. 1985. Current and predicted long-term effects of deer (*Odocoileus virginianus*) browsing in hemlock (*Tsuga canadensis*) forests in Michigan, USA. *Biological Conservation* 34: 99-120.
- Gates, J. E. et L. W. Gysel. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59: 871-883.
- Gibbs, J. P. et J. Faaborg. 1990. Estimating the viability of Ovenbird and Kentucky Warbler population in forest fragments. *Conservation Biology* 4: 193-196.
- Gunn, J. A., A. Desrochers, M.-A. Villard, J. Bourque et J. Ibarzabal. 2000. Playbacks of mobbing calls of Black-capped chickadees as a method to estimate reproductive activity of forest birds. *Journal of Field Ornithology* 71: 472-483.
- Hagan, J. M., W. M. Vander Haegen et P. S. McKinley. 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conservation Biology* 10: 188-202.
- Harper, K. A. et S. E. MacDonald. 2001. Structure and composition of riparian boreal forest: New methods for analyzing edge influence. *Ecology* 82: 649-659.
- Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forests. *Cambridge studies in ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- King, D. I., C. R. Griffin et R. M. DeGraaf. 1997. Effect of clearcut borders on distribution and abundance of forest birds in Northern New Hampshire. *Wilson Bulletin* 109: 239-245.

- Kroodsma, R. L. 1982. Edges effect on breeding forest birds along a power-line corridor. *Journal of Applied Ecology*. 19: 361-370.
- . 1984. Effect of edge on breeding forest bird species. *Wilson Bulletin* 96: 426-436.
- Lynch, J. F. et D. F. Whigham. 1984. Effect of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation* 28: 287-324.
- Martin, T. E. 1993. Nest predation and nest sites. New perspectives on old patterns. *BioScience* 43: 523-532.
- Matlack, G. et J. Litvaitis. 1999. Forest edges. Pages 210-233 in M. L. Hunter, Jr., editor. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- McGarigal, K. et W. C. McComb. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecological Monographs* 65: 235-260.
- Mönkkönen, M. et P. Reunanen. 1999. On critical thresholds in landscape connectivity: a management perspective. *Oikos* 84: 302-305.
- Robbins, C. S., J. R. Sauer, R. S. Greenberg et S. Droege. 1989. Population declines in North American birds that migrate to the neotropics. *Proceedings of the National Academy of Science* 86: 7658-7662.
- Robinson, S. K., F. R. Thompson III, T. M. Donovan, D. R. Whilehead et J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987-1990.
- Rudnicki, T. C. et M. L. Hunter. 1993. Avian nest predation in clearcuts, forest and edges in a forest-dominated landscape. *Journal of Wildlife Management* 57: 358-364.
- Sabine, D. L., A. H. Boer et W. B. Ballard. 1996. Impacts of habitat fragmentation on pairing success of male ovenbirds, *Seiurus aurocapillus*, in Southern New-Brunswick. *Canadian Field-Naturalist* 110: 688-693.
- Saucier, J.-P., J.-F. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3<sup>e</sup> version). *L'Aubelle* (février-mars 1999). 1-12.
- Schmiegelow, F. K. A., C. S. Machtans et S. J. Hannon. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* 78: 1914-1932.
- Spies, T. A., W. J. Ripple et G. A. Bradshaw. 1994. Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscape in Oregon. *Ecological Applications* 4: 555-568.

- Van Horn, M. A., R. M. Gentry et J. Faaborg. 1995. Pattern of Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*) Pairing success in Missouri forest tracts. *The Auk* 112: 98-106.
- Villard, M.-A. 1998. On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity, and dogma in avian condervation. *The Auk* 115: 801-805.
- Villard, M.-A., P. R. Martin et C. G. Drummond. 1993. Habitat fragmentation and pairing success in the ovenbird (*Seriurus aurocapillus*). *The Auk* 110: 759-768.
- Whitcomb, R. F., J. F. Lynch, M. K. Klimkiewicz, C. S. Robbins, B. L. Whitcomb et D. Bystrak. 1981. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. Pages 125-205 in R. L. Burgess, and D. M. Sharpe, editors. *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. Springer-Verlag, New York.
- Wiens, J. A. 1994. Habitat fragmentation : island vs. landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137: 97-104.
- Wilcove, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.

**Annexe 1.** Liste des espèces aviaires recensées lors des inventaires par points d'écoute de 1999 et de 2000 en Abitibi (n = 324). Les espèces en gras ont été retenues pour les analyses

	Noms communs	Noms scientifiques	Total de détections	Occurrence (%)
1	<b>Viréo aux yeux rouges</b>	<i>Vireo olivaceus</i>	278	86
2	<b>Paruline couronnée</b>	<i>Seiurus aurocapillus</i>	273	85
3	<b>Bruant à gorge blanche</b>	<i>Zonotrichia albicollis</i>	235	73
4	<b>Paruline à joues grises</b>	<i>Vermivora ruficapilla</i>	228	71
5	<b>Grive à dos olive</b>	<i>Catharus ustulatus</i>	211	66
6	<b>Paruline à croupion jaune</b>	<i>Dendroica coronata</i>	175	54
7	<b>Paruline flamboyante</b>	<i>Setophaga ruticilla</i>	171	53
8	<b>Roitelet à couronne dorée</b>	<i>Regulus satrapa</i>	161	50
9	<b>Grive fauve</b>	<i>Catharus fuscescens</i>	146	45
10	<b>Merle d'Amérique</b>	<i>Turdus migratorius</i>	143	44
11	<b>Pic maculé</b>	<i>Sphyrapicus varius</i>	142	44
12	<b>Moucherolle tchébec</b>	<i>Empidonax minimus</i>	135	42
13	<b>Troglodyte mignon</b>	<i>Troglodytes troglodytes</i>	134	42
14	<b>Paruline à tête cendrée</b>	<i>Dendroica magnolia</i>	130	40
15	<b>Paruline triste</b>	<i>Oporornis philadelphia</i>	127	39
16	<b>Grive solitaire</b>	<i>Catharus guttatus</i>	124	39
17	<b>Paruline à poitrine baie</b>	<i>Dendroica castanea</i>	115	36
18	<b>Paruline à flancs marron</b>	<i>Dendroica pensylvanica</i>	97	30
19	<b>Paruline obscure</b>	<i>Vermivora peregrina</i>	96	30
20	<b>Paruline noir et blanc</b>	<i>Mniotilta varia</i>	93	29
21	<b>Mésange à tête noire</b>	<i>Poecile atricapillus</i>	92	29
22	<b>Paruline à gorge orangée</b>	<i>Dendroica fusca</i>	86	27
23	<b>Roitelet à couronne rubis</b>	<i>Regulus calendula</i>	85	26
24	<b>Grimpereau brun</b>	<i>Certhia americana</i>	76	24
25	<b>Paruline bleue</b>	<i>Dendroica caerulescens</i>	73	23
26	<b>Junco ardoisé</b>	<i>Junco hyemalis</i>	70	22
27	<b>Pic mineur</b>	<i>Picoides pubescens</i>	70	22
28	<b>Moucherolle à ventre jaune</b>	<i>Empidonax flaviventris</i>	58	18
29	<b>Viréo de Philadelphie</b>	<i>Vireo Philadelphicus</i>	56	17
30	<b>Sittelle à poitrine rousse</b>	<i>Sitta canadensis</i>	54	17
31	<b>Paruline à gorge noire</b>	<i>Dendroica virens</i>	52	16
32	<b>Jaseur d'Amérique</b>	<i>Bombycilla cedrorum</i>	49	15
33	<b>Gros-bec errant</b>	<i>Coccothraustes vespertinus</i>	44	14
34	<b>Paruline du Canada</b>	<i>Wilsonia canadensis</i>	43	13
35	<b>Geai bleu</b>	<i>Cyanocitta cristata</i>	33	10
36	<b>Grand corbeau</b>	<i>Corvus corax</i>	33	10
37	<b>Mesangeai du Canada</b>	<i>Perisoreus canadensis</i>	31	10
38	<b>Paruline masquée</b>	<i>Geothlypis trichas</i>	31	10
39	<b>Pic flamboyant</b>	<i>Colaptes auratus</i>	31	10

## Annexe 1. Suite.

	Noms communs	Noms scientifiques	Total de détection	Occurrence (%)
40	Viréo à tête bleue	<i>Vireo solitarius</i>	30	9
41	Roselin pourpré	<i>Carpodacus purpureus</i>	29	9
42	Pic chevelu	<i>Picoides villosus</i>	28	9
43	Corneille d'Amérique	<i>Corvus brachyrhynchos</i>	19	6
44	Moucherolle des aulnes	<i>Empidonax alnorum</i>	19	6
45	Butor d'Amérique	<i>Botaurus lentiginosus</i>	18	6
46	Bécassine des marais	<i>Gallinago gallinago</i>	17	5
47	Moucherolle à côtés olive	<i>Contopus borealis</i>	14	4
48	Cardinal à poitrine rose	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	13	4
49	Gélinotte huppée	<i>Bonasa umbellus</i>	13	4
50	Bruant chanteur	<i>Melospiza melodia</i>	10	3
51	Bruant de Lincoln	<i>Melospiza lincolnii</i>	10	3
52	Coulicou à bec noir	<i>Coccyzus erythrophthalmus</i>	10	3
53	Plongeon huart	<i>Gavia immer</i>	10	3
54	Bruant des marais	<i>Melospiza georgiana</i>	9	3
55	Tangara écarlate	<i>Piranga olivacea</i>	8	2
56	Tarin des pins	<i>Carduelis pinus</i>	8	2
57	Chardonneret jaune	<i>Carduelis tristis</i>	7	2
58	Grand chevalier	<i>Tringa melanoleuca</i>	7	2
59	Mésange à tête brune	<i>Poecile hudsonicus</i>	7	2
60	Bruant fauve	<i>Passerella illiaca</i>	6	2
61	Bruant des prés	<i>Passerculus sandwichensis</i>	6	2
62	Grue du Canada	<i>Grus canadensis</i>	6	2
63	Pic à dos noir	<i>Picoides arcticus</i>	6	2
64	Bec-croisé bifascié	<i>Loxia leucoptera</i>	5	2
65	Bernache du Canada	<i>Branta canadensis</i>	5	2
66	Colibri à gorge rubis	<i>Archilochus colubris</i>	5	2
67	Bruant de Le Conte	<i>Ammodramus leconteii</i>	4	1
68	Paruline à calotte noire	<i>Wilsonia pusilla</i>	4	1
69	Carouge à épaulettes	<i>Agelaius phoeniceus</i>	3	1
70	Grand Pic	<i>Dryocopus pileatus</i>	3	1
71	Paruline à collier	<i>Parula americana</i>	3	1
72	Paruline des ruisseaux	<i>Seiurus noveboracensis</i>	3	1
73	Petite Buse	<i>Buteo platypterus</i>	3	1
74	Tourterelle triste	<i>Zenaida macroura</i>	3	1
75	Crécerelle d'Amérique	<i>Falco sparverius</i>	2	1
76	Pic tridactyle	<i>Picoides tridactylus</i>	2	1
77	Quiscale bronzé	<i>Quiscalus quiscula</i>	2	1
78	Tyran tritri	<i>Tyrannus tyrannus</i>	2	1
79	Autour des palombes	<i>Accipiter gentilis</i>	1	0,3
80	Busard Saint-Martin	<i>Circus cyaneus</i>	1	0,3

**Annexe 1. Suite.**

	Noms communs	Noms scientifiques	Total de détection	Occurrence (%)
81	Épervier brun	<i>Accipiter striatus</i>	1	0,3
82	Faucon émerillon	<i>Falco columbarius</i>	1	0,3
83	Goéland argenté	<i>Lrus argentatus</i>	1	0,3
84	Goéland à bec cerclé	<i>Larus delawarensis</i>	1	0,3
85	Guifette noire	<i>Chlidonias niger</i>	1	0,3
86	Merlebleu de l'est	<i>Sialia sialis</i>	1	0,3
87	Martin-pêcheur d'Amérique	<i>Ceryle alcyon</i>	1	0,3
88	Paruline rayée	<i>Dendroica striata</i>	1	0,3
89	Paruline tigrée	<i>Dendroica tigrina</i>	1	0,3
		Total	4651	

**Annexe 2.** Fréquence d'occurrence (%) des espèces aviaires qui ont été recensées par les points d'écoute de 1999 et de 2000 dans les trois paysages en Abitibi (1999, n = 173 et 2000, n = 151) retenues pour les analyses

Espèces	Agricole		Feu		Coupes		Total	
	1999	2000	1999	2000	1999	2000	1999	2000
1 Viréo aux yeux rouges	100	98	84	46	97	86	94	77
2 Paruline couronnée	100	98	70	42	98	94	90	78
3 Bruant à gorge blanche	90	69	98	68	48	58	79	65
4 Grive à dos olive	86	51	77	42	64	62	76	52
5 Paruline à joues grises	50	63	91	76	64	76	68	72
6 Troglodyte mignon	55	6	93	20	48	16	65	14
7 Roitelet à couronne dorée	26	12	95	68	50	44	57	42
8 Paruline à croupion jaune	48	29	88	68	29	62	55	53
9 Merle d'Amérique	76	53	63	8	22	36	54	32
10 Pic maculé	47	27	70	26	40	50	52	34
11 Grive solitaire	47	41	79	16	21	22	49	26
12 Paruline flamboyante	74	88	47	52	19	36	47	58
13 Paruline triste	45	43	61	24	24	32	43	33
14 Grive fauve	84	78	9	10	33	56	42	48
15 Moucherolle tchébec	67	67	30	24	24	36	40	42
16 Paruline à tête cendrée	33	27	65	62	21	34	39	41
17 Paruline à poitrine baie	55	33	47	44	10	22	38	33
18 Paruline à gorge orangée	33	16	9	0	53	46	32	21
19 Grimpereau brun	12	2	47	20	36	20	32	14
20 Mésange à tête noire	48	47	16	10	28	22	31	26
21 Roitelet à couronne rubis	12	2	67	52	14	8	31	21
22 Paruline noir et blanc	45	43	26	30	12	16	28	30
23 Junco ardoisé	7	4	54	26	17	18	26	16
24 Sittelle à poitrine rousse	29	8	42	4	7	6	26	6
25 Paruline à flancs marron	28	41	19	14	28	50	25	35
26 Moucherolle à ventre jaune	9	4	60	30	0	2	23	12
27 Paruline à gorge noire	9	6	39	16	19	6	22	9
28 Pic mineur	41	31	18	16	3	18	21	21
29 Paruline obscure	16	59	33	52	12	8	20	40
30 Paruline bleue	21	20	0	2	36	58	19	27
31 Grand corbeau	38	4	16	0	0	0	18	1
32 Jaseur d'Amérique	16	22	7	4	22	14	15	13
33 Gros-bec errant	5	0	0	12	40	24	15	12
34 Paruline du Canada	17	14	4	14	17	12	13	13
35 Pic flamboyant	9	2	21	4	9	4	13	3
36 Mésangeai du Canada	5	4	26	12	5	4	12	7
37 Paruline masquée	10	2	9	2	16	10	12	5
38 Geai bleu	2	12	0	2	14	16	5	10
39 Viréo de Philadelphie	2	51	0	36	0	22	1	36

**Annexe 3.** Variables locales d'habitat retenues ( $P < 0,05$ ) dans les modèles de régressions logistiques ainsi que leur coefficient (B), l'écart-type du coefficient (SE) et la probabilité (P) associée à chacune des variables. La variable «distance à la lisière» (DIST) apparaît pour chaque espèce et est en gras lorsqu'elle est significative ( $P < 0,05$ ). La légende des variables se trouve au bas du tableau.

Habitats	Espèces	Agricole								
		1999			2000					
		Variable	B	SE	P	Variable	B	SE	P	
Forêts matures	Roitelet à couronne dorée	EN07	0,053	0,016	0,001	RV04	0,195	0,084	0,020	
		<b>DIST</b>	<b>0,007</b>	<b>0,003</b>	<b>0,024</b>	RV01	-0,105	0,058	0,071	
						EN17	0,156	0,097	0,107	
						<b>DIST</b>	<b>0,075</b>	<b>0,503</b>	<b>0,882</b>	
		Paruline bleue	RV01	0,044	0,018	0,015	DIST	0,011	0,006	0,054
			EN00	0,042	0,022	0,053				
			DIST	0,000	0,002	0,974				
		Paruline à poitrine baie	<b>DIST</b>	<b>0,004</b>	<b>0,002</b>	<b>0,036</b>	RVMU	-0,115	0,074	0,122
						EN04	0,059	0,021	0,004	
						DIST	0,003	0,005	0,526	
		Grive à dos olive	RV07	-0,069	0,034	0,042	RV17	0,122	0,054	0,023
			EN00	-0,060	0,024	0,014	RV00	-0,044	0,031	0,150
			DIST	0,003	0,003	0,241	DIST	0,008	0,005	0,082
		Grimpereau brun	DIST	0,003	0,003	0,190				
		Pic maculé	RV17	0,051	0,026	0,045	RV17	0,081	0,035	0,021
			DIST	-0,002	0,002	0,273	DIST	-0,001	0,005	0,905
		Paruline à croupion jaune	EN01	0,143	0,044	0,001	RV04	0,152	0,062	0,014
			DIST	-0,001	0,002	0,661	EN17	0,321	0,312	0,303
							EN12	0,068	0,041	0,097
							EN01	0,059	0,029	0,047
	Gros-bec errant	EN00	0,053	0,025	0,033					
		DIST	0,002	0,005	0,625					
	Paruline à gorge noire	DIST	0,005	0,003	0,147	EN04	0,179	0,106	0,091	
						DIST	-0,042	0,030	0,164	
	Paruline à gorge orangée	EN17	0,082	0,049	0,091	RV17	0,164	0,064	0,011	
		EN00	0,049	0,024	0,037	RV04	0,122	0,057	0,032	
		DIST	0,001	0,002	0,511	EN12	0,100	0,046	0,028	
						DIST	0,007	0,008	0,376	
	Roitelet à couronne rubis	RVMU	0,052	0,026	0,045	EN07	0,081	0,074	0,272	
		DIST	0,007	0,004	0,055	DIST	0,036	0,605	0,953	
	Sittelle à poitrine rousse	RVMU	0,065	0,038	0,086					
		DIST	0,001	0,002	0,709					
	Troglodyte mignon	DIST	0,000	0,002	0,832					
	Mésangeai du Canada	RV01	-0,107	0,047	0,022	DIST	0,058	0,369	0,874	
		DIST	-0,004	0,005	0,470					

## Annexe 3. Suite.

Habitats	Espèces	Agricole							
		1999			2000				
		Variable	B	SE	P	Variable	B	SE	P
Jeunes forêts et début de succession	Paruline triste	EN07	-0,059	0,024	0,016	DIST	-0,006	0,004	0,121
		<b>DIST</b>	<b>-0,004</b>	<b>0,002</b>	<b>0,046</b>				
	Paruline masquée	DIST	-0,071	0,424	0,867				
		Paruline à flancs marron	RV17	-0,061	0,040	0,129	RV07	0,060	0,030
	RV00		-0,061	0,037	0,096	EN07	-0,101	0,055	0,070
	EN00		-0,348	0,175	0,046	DIST	-0,006	0,005	0,221
	<b>DIST</b>		<b>-0,006</b>	<b>0,003</b>	<b>0,031</b>				
	Moucherolle tchébec	EN00	-0,127	0,045	0,005	EN01	-0,065	0,026	0,014
		DIST	-0,004	0,002	0,055	EN00	-0,170	0,065	0,009
						DIST	0,000	0,006	0,953
	Grive solitaire	EN07	0,027	0,013	0,040	EN17	-2,960	1,586	0,062
		DIST	0,001	0,002	0,581	EN04	0,124	0,045	0,005
						EN00	-0,144	0,059	0,015
						DIST	0,003	0,006	0,652
	Pic flamboyant	DIST	0,002	0,003	0,489				
	Pic mineur	RV07	-0,088	0,031	0,004	RV12	0,036	0,016	0,025
		EN00	-0,057	0,028	0,039	DIST	-0,002	0,004	0,586
		<b>DIST</b>	<b>-0,005</b>	<b>0,002</b>	<b>0,014</b>				
	Merle d'Amérique	RV04	-0,059	0,028	0,032	DIST	-0,001	0,004	0,879
		<b>DIST</b>	<b>-0,004</b>	<b>0,002</b>	<b>0,047</b>				
	Jaseur d'Amérique	DIST	-0,002	0,002	0,481	DIST	-0,005	0,005	0,275
	Junco ardoisé	RVMU	0,127	0,067	0,059				
		DIST	-0,006	0,006	0,295				
Viréo de Philadelphie					EN12	-0,166	0,070	0,017	
					DIST	0,001	0,004	0,737	
Paruline du Canada	RV07	-0,077	0,042	0,063	RV17	0,089	0,040	0,027	
	RV01	0,060	0,021	0,004	DIST	0,013	0,008	0,107	
	DIST	0,002	0,003	0,396					
Grive fauve	EN01	-0,043	0,015	0,003	EN12	-0,082	0,047	0,083	
	DIST	-0,003	0,003	0,284	EN07	-0,028	0,021	0,180	
					DIST	-0,003	0,006	0,598	
Paruline à joues grises	EN04	0,056	0,018	0,002	RV04	0,101	0,048	0,036	
	DIST	0,002	0,002	0,192	EN04	0,094	0,036	0,009	
					DIST	0,004	0,005	0,494	
Geai bleu	DIST	-0,003	0,006	0,681	EN17	0,101	0,064	0,115	
					DIST	0,009	0,008	0,228	

**Annexe 3.** Suite.

Habitats	Espèces	Agricole							
		1999			2000				
		Variable B	SE	P	Variable B	SE	P		
Généralistes	Bruant à gorge blanche	DIST	-0,006	0,003	0,066	<b>DIST</b>	<b>-0,012</b>	<b>0,005</b>	<b>0,011</b>
	Mésange à tête noire	RV12	-0,030	0,016	0,061	EN17	0,272	0,168	0,105
		EN04	-0,028	0,013	0,028	DIST	0,001	0,004	0,747
		DIST	-0,002	0,002	0,288				
	Paruline noir et blanc	DIST	0,001	0,002	0,495	EN04	-0,022	0,016	0,171
					DIST	-0,007	0,004	0,117	
	Paruline obscure	RV04	-0,061	0,028	0,032	DIST	-0,004	0,004	0,299
		DIST	0,002	0,002	0,425				
	Paruline flamboyante	EN07	-0,048	0,015	0,001	EN07	-0,087	0,033	0,008
		DIST	-0,003	0,002	0,146	DIST	-0,053	0,365	0,885
	Paruline à tête cendrée	RV07	0,065	0,027	0,015	RV04	0,067	0,033	0,041
		RV00	-0,056	0,026	0,029	EN07	0,032	0,018	0,074
		DIST	0,000	0,002	0,873	DIST	0,001	0,005	0,798
	Moucherolle à ventre jaune	EN07	0,064	0,024	0,008				
		DIST	0,005	0,005	0,285				
	Grand corbeau	RV17	0,071	0,029	0,015	DIST	-0,059	0,361	0,871
		RV04	0,088	0,032	0,005				
		DIST	-0,002	0,002	0,414				

## Annexe 3. Suite.

Habitats	Espèces	Feu							
		1999			2000				
		Variable B	SE	P	Variable B	SE	P		
Forêts matures	Roitelet à couronne dorée	EN04	0,058	0,036	0,107	EN01	0,050	0,016	0,002
		DIST	0,001	0,004	0,865	DIST	0,002	0,005	0,709
	Paruline à poitrine baie	DIST	0,002	0,002	0,334	RV04	-0,071	0,030	0,017
					EN17	0,046	0,018	0,012	
					DIST	0,004	0,005	0,368	
	Paruline couronnée	RV17	0,070	0,034	0,038	RV17	0,175	0,074	0,018
		<b>DIST</b>	<b>0,006</b>	<b>0,002</b>	<b>0,011</b>	RV07	-0,159	0,067	0,018
					EN17	0,042	0,028	0,132	
					EN07	-0,042	0,027	0,126	
	Grive à dos olive				DIST	0,016	0,008	0,056	
		RV01	0,051	0,024	0,036	RV12	0,035	0,024	0,143
		EN00	-0,046	0,018	0,013	DIST	0,005	0,004	0,218
	Grimpereau brun	DIST	0,001	0,002	0,786				
		EN07	0,020	0,010	0,041	DIST	0,003	0,005	0,482
	Pic maculé	DIST	0,002	0,002	0,236				
		EN07	0,046	0,022	0,037	RVMU	-0,037	0,013	0,005
		EN01	-0,082	0,025	0,001	DIST	0,000	0,005	0,940
	Paruline à croupion jaune	DIST	0,003	0,002	0,190				
		RV12	0,119	0,055	0,030	RV00	0,060	0,026	0,021
		EN07	0,067	0,031	0,034	EN00	0,278	0,102	0,006
	Gros-bec errant	DIST	0,001	0,003	0,757	DIST	-0,003	0,005	0,553
						RV07	-0,252	0,101	0,013
						EN12	0,051	0,028	0,070
	Paruline à gorge noire				DIST	0,007	0,008	0,357	
		RV00	-0,061	0,024	0,011	DIST	0,009	0,006	0,140
		EN12	-0,027	0,012	0,023				
	Paruline à gorge orangée	DIST	0,000	0,002	0,909				
		DIST	0,002	0,003	0,415				
	Roitelet à couronne rubis	EN12	0,041	0,013	0,002	RVMU	0,023	0,009	0,011
		DIST	-0,001	0,002	0,449	DIST	-0,002	0,004	0,697
	Sittelle à poitrine rousse	DIST	0,000	0,002	0,870				
	Troglodyte mignon	DIST	0,001	0,003	0,777	DIST	0,000	0,005	1,000
	Mésangeai du Canada	RVMU	0,020	0,010	0,047	DIST	-0,005	0,006	0,393
		DIST	-0,001	0,002	0,703				

**Annexe 3.** Suite.

Habitats	Espèces	Feu			Feu					
		1999			2000					
		Variable B	SE	P	Variable B	SE	P			
Jeunes forêts et début de succession	Paruline triste	RVMU	-0,058	0,016	0,000	RV04	-0,079	0,051	0,124	
		<b>DIST</b>	<b>-0,009</b>	<b>0,003</b>	<b>0,002</b>	RV00	0,147	0,064	0,022	
					EN17	-0,349	0,232	0,133		
					DIST	0,001	0,007	0,925		
		Paruline masquée	RV01	0,060	0,034	0,081				
			DIST	-0,071	0,419	0,865				
		Paruline à flancs marron	RV07	-0,091	0,045	0,044	RV07	-0,326	0,161	0,043
			EN04	-0,058	0,022	0,009	EN04	-0,256	0,127	0,044
			DIST	-0,007	0,003	0,056	EN01	0,208	0,116	0,073
						DIST	-0,013	0,012	0,262	
	Moucherolle tchébec	EN00	-0,218	0,077	0,005	RVMU	-0,094	0,035	0,008	
		DIST	-0,001	0,002	0,571	<b>DIST</b>	<b>0,014</b>	<b>0,007</b>	<b>0,041</b>	
	Grive solitaire	EN17	-0,066	0,022	0,003	RV12	-0,033	0,035	0,347	
		EN00	0,121	0,049	0,014	DIST	-0,067	0,357	0,851	
		DIST	0,000	0,002	0,843					
	Pic flamboyant	RV17	-0,236	0,090	0,009					
		DIST	-0,004	0,003	0,118					
	Pic mineur	RVMU	-0,108	0,047	0,022	EN07	-0,038	0,016	0,018	
		EN17	0,055	0,032	0,083	DIST	0,003	0,006	0,626	
		DIST	-0,001	0,003	0,643					
	Merle d'Amérique	EN01	-0,032	0,011	0,004	DIST	0,000	0,007	1,000	
		DIST	-0,002	0,002	0,301					
	Jaseur d'Amérique	RV00	-0,065	0,034	0,054	RV01	-7,798	372,474	0,983	
		DIST	-0,001	0,003	0,850	DIST	0,023	31,400	1,000	
	Junco ardoisé	DIST	-0,002	0,002	0,288	DIST	-0,004	0,004	0,337	
	Viréo de Philadelphie					EN01	-0,035	0,013	0,007	
						DIST	0,004	0,004	0,334	
	Paruline du Canada	DIST	-0,006	0,006	0,298	EN04	-0,030	0,015	0,053	
						DIST	0,007	0,006	0,271	
	Grive fauve	RV12	0,133	0,072	0,065	RV04	-0,149	0,066	0,025	
		RV04	-0,161	0,068	0,017	DIST	0,009	0,009	0,265	
		DIST	0,001	0,004	0,806					
	Paruline à joues grises	EN07	0,049	0,027	0,068	RV17	-0,118	0,049	0,016	
		DIST	0,008	0,005	0,096	RV12	0,114	0,052	0,030	
						DIST	-0,008	0,007	0,207	
	Geai bleu									

## Annexe 3. Suite.

Habitats	Espèces	Feu					
		1999			2000		
		Variable B	SE	P	Variable B	SE	P
Généralistes	Bruant à gorge blanche				RV07	-0,066	0,037 0,076
					EN12	-0,034	0,015 0,024
					DIST	-0,005	0,005 0,303
	Mésange à tête noire	EN12	0,046	0,023 0,045	DIST	-0,003	0,006 0,639
		EN01	-0,101	0,038 0,008			
		DIST	0,005	0,003 0,095			
	Paruline noir et blanc	EN00	-0,047	0,024 0,052	DIST	-0,004	0,004 0,359
		DIST	0,000	0,002 0,816			
	Paruline obscure	RV17	0,156	0,059 0,008	RV17	-0,186	0,079 0,019
		RV01	0,074	0,037 0,047	RV12	0,301	0,117 0,010
		EN01	-0,103	0,038 0,007	RV07	-0,247	0,093 0,008
		DIST	-0,006	0,003 0,103	EN12	-0,075	0,031 0,014
	Viréo aux yeux rouges				DIST	0,006	0,010 0,524
		EN17	-0,021	0,012 0,076	EN07	-0,057	0,015 0,000
		DIST	0,000	0,002 0,894	DIST	0,009	0,005 0,083
	Paruline flamboyante	RV12	0,082	0,033 0,013	RVMU	-0,023	0,009 0,014
		EN01	-0,070	0,019 0,000	DIST	-0,006	0,004 0,163
		DIST	-0,004	0,002 0,111			
	Paruline à tête cendrée	EN17	-0,018	0,010 0,052	DIST	-0,003	0,004 0,384
		DIST	-0,001	0,002 0,755			
	Moucherolle à ventre jaune	DIST	-0,001	0,002 0,514	EN00	0,045	0,022 0,038
					DIST	-0,002	0,005 0,600
	Grand corbeau	DIST	0,000	0,002 0,838			

## Annexe 3. Suite.

Habitats	Espèces	Coupes							
		1999			2000				
		Variable B	SE	P	Variable B	SE	P		
Forêts matures	Roitelet à couronne dorée	RV04	0,022	0,024	0,363	RV00	-0,070	0,035	0,044
		<b>DIST</b>	<b>0,008</b>	<b>0,002</b>	<b>0,000</b>	EN17	0,067	0,036	0,063
					EN07	0,069	0,024	0,005	
					<b>DIST</b>	<b>0,013</b>	<b>0,006</b>	<b>0,028</b>	
	Paruline bleue	RVMU	-0,040	0,018	0,029	EN17	0,068	0,036	0,057
		DIST	0,002	0,002	0,286	<b>DIST</b>	<b>0,016</b>	<b>0,005</b>	<b>0,001</b>
	Paruline à poitrine baie	DIST	0,000	0,003	0,883	RV01	-0,065	0,030	0,032
					RV00	0,131	0,051	0,011	
					<b>DIST</b>	<b>0,014</b>	<b>0,007</b>	<b>0,037</b>	
	Paruline couronnée	DIST	-0,062	0,678	0,927	RV04	0,143	0,095	0,130
					DIST	0,055	0,326	0,865	
	Grive à dos olive	DIST	0,001	0,002	0,745	RV07	0,093	0,044	0,034
					RV01	-0,057	0,024	0,018	
					EN00	-0,087	0,033	0,008	
					DIST	0,008	0,005	0,124	
	Grimpereau brun	RV01	-0,470	0,017	0,006	EN07	0,034	0,018	0,059
		EN07	0,027	0,013	0,040	<b>DIST</b>	<b>0,012</b>	<b>0,006</b>	<b>0,047</b>
		DIST	-0,001	0,002	0,784				
	Pic maculé	RV17	0,031	0,015	0,034	RVMU	-0,054	0,026	0,038
		DIST	0,000	0,002	0,942	DIST	-0,005	0,004	0,212
	Paruline à croupion jaune	RVMU	0,036	0,013	0,005	RV12	-0,038	0,017	0,028
		DIST	0,002	0,002	0,311	DIST	0,006	0,004	0,153
	Gros-bec errant	RV12	-0,032	0,016	0,051	DIST	0,006	0,005	0,192
		EN17	0,033	0,013	0,011				
		DIST	-0,002	0,002	0,362				
	Paruline à gorge noire	EN04	0,031	0,015	0,047	RV04	0,152	0,088	0,084
		DIST	0,004	0,002	0,091	DIST	-0,005	0,011	0,620
	Paruline à gorge orangée	EN17	0,025	0,012	0,043	EN17	0,076	0,029	0,009
		DIST	0,002	0,002	0,300	DIST	0,001	0,004	0,867
	Roitelet à couronne rubis	EN00	0,035	0,021	0,094	DIST	0,000	0,007	1,000
		DIST	0,004	0,003	0,150				
	Sittelle à poitrine rousse	DIST	-0,007	0,005	0,134				
	Troglodyte mignon	RV17	-0,029	0,015	0,048	DIST	0,009	0,006	0,140
		DIST	0,002	0,002	0,192				
	Mésangeai du Canada	RV00	-0,082	0,042	0,050	DIST	0,000	0,010	1,000
		DIST	0,006	0,005	0,222				

## Annexe 3. Suite.

Habitats	Espèces	Coupes							
		1999			2000				
		Variable	B	SE	P	Variable	B	SE	P
Jeunes forêts et début de succession	Paruline triste	RV04	-0,045	0,053	0,397	RV07	-0,041	0,032	0,196
		RV01	0,025	0,026	0,324	<b>DIST</b>	<b>-0,015</b>	<b>0,006</b>	<b>0,009</b>
		EN17	-0,008	0,027	0,757	<b>DIST</b>	<b>-0,017</b>	<b>0,007</b>	<b>0,014</b>
	Paruline masquée	RV04	-0,092	0,042	0,029	DIST	-0,065	0,361	0,856
		<b>DIST</b>	<b>-0,008</b>	<b>0,004</b>	<b>0,030</b>				
	Paruline à flancs marron	RV01	0,055	0,027	0,043	RV12	-0,042	0,028	0,130
		EN17	-0,081	0,044	0,066	RV04	-0,042	0,053	0,425
		EN07	0,101	0,045	0,025	RV01	0,047	0,029	0,098
		EN01	-0,098	0,044	0,026	<b>DIST</b>	<b>-0,024</b>	<b>0,007</b>	<b>0,000</b>
	Moucherolle tchébec	<b>DIST</b>	<b>-0,014</b>	<b>0,005</b>	<b>0,006</b>				
		EN17	-0,024	0,018	0,176	RV01	-0,057	0,026	0,030
	Grive solitaire	<b>DIST</b>	<b>-0,006</b>	<b>0,003</b>	<b>0,021</b>	RV00	0,118	0,044	0,007
		DIST	0,001	0,002	0,516	DIST	0,006	0,005	0,230
						RV12	0,041	0,022	0,061
	Pic flamboyant	DIST	-0,069	0,439	0,875	EN00	0,104	0,035	0,003
	Pic mineur	DIST	-0,007	0,006	0,297	DIST	0,000	0,006	0,932
						RV17	0,050	0,021	0,017
	Merle d'Amérique					RV12	-0,058	0,036	0,103
		RV04	-0,041	0,026	0,106	DIST	-0,003	0,006	0,661
	Jaseur d'Amérique	DIST	-0,002	0,002	0,262	RV07	-0,067	0,034	0,045
DIST		0,002	0,002	0,282	DIST	-0,009	0,005	0,071	
Junco ardoisé	DIST	0,002	0,002	0,282	DIST	-0,014	0,007	0,071	
	RVMU	0,040	0,014	0,004	EN00	0,067	0,025	0,007	
Viréo de Philadelphie	DIST	-0,004	0,003	0,163	DIST	-0,006	0,006	0,324	
	DIST				DIST	-0,005	0,005	0,311	
Paruline du Canada	RV17	0,034	0,016	0,039	EN07	-0,098	0,053	0,065	
	DIST	0,001	0,002	0,530	DIST	0,000	0,007	0,957	
Grive fauve	RV00	0,052	0,022	0,020	RV00	0,147	0,044	0,001	
	EN17	-0,050	0,018	0,006	DIST	-0,002	0,005	0,715	
	DIST	0,002	0,002	0,271					
Paruline à joues grises	RVMU	0,038	0,018	0,034	RV00	-0,135	0,048	0,005	
	DIST	-0,001	0,002	0,772	DIST	-0,004	0,005	0,438	
Geai bleu	DIST	0,002	0,002	0,339	EN07	-0,083	0,042	0,047	
					DIST	0,000	0,006	0,979	

---

**Annexe 3. Suite.**


---

Habitats	Espèces	Coupes								
		1999			2000					
		Variable	B	SE	P	Variable	B	SE	P	
Généraliste	Bruant à gorge blanche	RV07	-0,042	0,019	0,028	<b>DIST</b>	<b>-0,013</b>	<b>0,004</b>	<b>0,003</b>	
		DIST	-0,002	0,002	0,236					
	Mésange à tête noire	DIST	0,004	0,002	0,028	DIST	0,002	0,005	0,733	
	Paruline noir et blanc	RV17	0,038	0,018	0,039	DIST	0,000	0,005	1,000	
		DIST	0,002	0,003	0,458					
	Paruline obscure	DIST	0,002	0,002	0,425	DIST	0,000	0,007	1,000	
	Viréo aux yeux rouges	EN17	-0,079	0,050	0,111	DIST	-0,002	0,005	0,684	
		DIST	0,000	0,006	0,973					
	Paruline flamboyante	RV00	0,086	0,036	0,018	DIST	-0,002	0,004	0,557	
		DIST	-0,001	0,002	0,589					
	Paruline à tête cendrée	DIST	0,002	0,002	0,349	DIST	0,004	0,004	0,372	

RVMU : Recouvrement muscinale  
 RV00 : Recouvrement 0 à 1 m  
 RV01 : Recouvrement 1 à 4 m  
 RV04 : Recouvrement 4 à 7 m  
 RV07 : Recouvrement 7 à 12 m  
 RV12 : Recouvrement 12 à 17 m  
 RV17 : Recouvrement 17 m et plus

EN00 : Enrésinement 0 à 1 m  
 EN01 : Enrésinement 1 à 4 m  
 EN04 : Enrésinement 4 à 7 m  
 EN07 : Enrésinement 7 à 12 m  
 EN12 : Enrésinement 12 à 17 m  
 EN17 : Enrésinement 17 m et plus  
 DIST : Distance à la lisière

# PRÉDATION DE NIDS ARTIFICIELS AUX LISIÈRES DE PAYSAGES NATURELS ET ANTHROPIQUES EN FORÊT BORÉALE MIXTE

**Daniel Brongo, Pierre Drapeau et Jean-François Giroux**

Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire. Département de sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, Succ. Centre-ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3P8.

## Résumé

Les perturbations naturelles et anthropiques font augmenter la quantité de lisières au détriment des habitats d'intérieur de forêt. Ces habitats de lisières sont différents de ceux d'intérieur de bois quant à leurs caractéristiques de structure et de composition végétale. Ces changements de structure de la végétation peuvent modifier le risque de prédation des nids de passereaux utilisant les habitats forestiers. La prédation des nids aux lisières a fait l'objet de plusieurs études au Nord de l'Europe et en Amérique du Nord. Ces études ne convergent pas nécessairement vers une réponse simple quant aux effets de lisière sur la prédation des populations d'oiseaux forestiers. De plus, à notre connaissance, il n'y a aucune étude qui compare les risques de prédation rencontrés en bordure de forêt perturbée par l'activité humaine avec des bordures de forêt de perturbations naturelles (feux, épidémies d'insectes, chablis, etc.). Dans cette étude, nous voulions voir (1) si les taux de prédation sont semblables dans les lisières et dans la matrice forestière, (2) si la prédation des nids artificiels est moins élevée dans les paysages aménagés par la foresterie que par l'agriculture et (3) si la prédation aux lisières de forêts ayant subi une perturbation naturelle est différente de la prédation des nids artificiels en lisières anthropiques. Au total, 1060 nids artificiels ont été suivis à tous les quatre jours pour une durée de 12 jours d'exposition. Dans tout le dispositif d'échantillonnage, 550 nids artificiels ont subi de la prédation pour un taux de prédation global de 52 %. Dans notre étude, la distance à la lisière n'influçait pas les taux de prédation des nids artificiels. De plus, il n'y avait pas de différence significative dans les taux de prédation entre les paysages de coupes forestières et de terres agricoles. Les paysages perturbés naturellement montraient toutefois des taux de prédation de nids plus faibles que les paysages issus de perturbations anthropiques.

**Mots-clés :** Lisière, avifaune forestière, risque de prédation, nid artificiel, coupe forestière, feu de forêt, terre agricole.

## Introduction

La prédation des nids aux lisières a fait l'objet de plusieurs études au Nord de l'Europe et en Amérique du Nord. Ces travaux ont surtout été menés dans les îlots forestiers résiduels d'écosystèmes perturbés par des interventions humaines (agriculture ou coupe forestière) (Robinson *et al* 1995, Bayne et Hobson 1997, Donovan 1997). Dans les pays scandinaves, Huhta et Helle (1998) ont trouvé des taux de prédation plus élevés dans les lisières de coupes forestières que dans les forêts adjacentes. Andrén (1992) et Huhta *et al* (1996) ont obtenu des taux de prédation de nids artificiels plus élevés en lisières de terres agricoles qu'en forêt. Dans cette même région, Angelstam (1986) n'a pas trouvé d'effet de distance à la lisière sur les taux de prédation de nids artificiels dans un secteur agricole. La taille des îlots forestiers résiduels était par ailleurs trop petite pour contenir de l'habitat d'intérieur (moins de 50 m d'une lisière) (Andrén et Angelstam 1988, Møller 1989, Andrén 1995).

En Amérique du Nord, Gates et Gysel (1978) ont suivi des nids naturels en bordure de bois ainsi qu'à l'intérieur de la forêt. Ils ont trouvé que les nids étaient plus sujets à la prédation et au parasitisme du Vacher à tête brune (*Molothrus ater*) à mesure que l'on s'approchait de la lisière. Marini *et al* (1995) ont observé plus de prédation dans les lisières de bois en paysage agricole que dans la forêt continue en Illinois et Rudnicky et Hunter (1993) en paysage de coupes forestières au Maine. D'autres études exécutées dans le Nord-Est des États-Unis n'ont pas détecté des taux de prédation plus élevés en bordure de forêt (Yahner et Wright 1985, Small et Hunter 1988, Yahner *et al* 1989). Enfin, Paton (1994) a fait une synthèse des études qui discutent de la prédation en lisières sur l'avifaune. Il a montré que les études ne convergent pas nécessairement vers une réponse simple quant aux effets des lisières sur la prédation des populations d'oiseaux forestiers. En effet, la prédation aux lisières peut varier en fonction des régions dans lesquelles l'étude est réalisée. Donovan *et al* (1997) ont montré que le risque de prédation augmente lorsque le couvert forestier diminue à l'échelle du paysage.

En forêt boréale, Bayne et Hobson (1997) de même que (Cotterill et Hannon 1999) n'ont pas détecté une prédation accrue en lisière dans les forêts mixtes de la Saskatchewan et de l'Alberta. De plus, dans une même région, le risque de prédation peut être influencé par le type de perturbation à l'origine des lisières (agriculture ou coupe forestière) rencontrées dans le paysage (Bayne et Hobson 1997, Haddad *et al* 2000). Ces auteurs ont trouvé des taux de prédation de nids artificiels plus élevés dans les forêts bordant les terres agricoles que dans les forêts adjacentes aux coupes forestières. D'autres études montrent que la coupe forestière n'a pas d'influence sur la prédation des nids dans les forêts résiduelles (Darveau *et al* 1997, Boulet *et al* 2000, Ibarzabal et Desrochers 2001). Ibarzabal et Desrochers (2001) n'ont pas observé de risque de prédation plus élevé en lisière qu'en forêt dans des territoires de coupes forestières.

En forêt boréale, on retrouve des perturbations naturelles à grande échelle qui génèrent des ouvertures dans la matrice forestière et créent de nombreuses lisières aux interfaces « forêt-habitat ouvert ». Les populations d'oiseaux forestiers peuvent montrer une prédisposition à tolérer ces habitats en mosaïque (Schmiegelow *et al* 1997, Drapeau et al. 2000, voir également chapitre I). De plus, à notre connaissance, il n'y a aucune étude qui a comparé les risques de prédation rencontrés en bordure de forêt perturbée par l'activité humaine avec des bordures de forêt de perturbations naturelles (feux, épidémies d'insectes, chablis, etc.). Dans la présente étude, notre objectif était de comparer les taux de prédation de nids artificiels entre les lisières et la matrice forestière dans des paysages aménagés par la foresterie et l'agriculture et des paysages issus de perturbations naturelles. Nous voulions voir (1) si les taux de prédation sont semblables dans les lisières et dans la matrice forestière, (2) si la prédation des nids artificiels est moins élevée dans les paysages aménagés par la foresterie que par l'agriculture et (3) si la prédation sur des nids artificiels aux lisières de forêts ayant subi une perturbation naturelle était différente de celle observée aux lisières anthropiques.

## **Description de l'aire d'étude**

L'étude a été effectuée au Nord-Ouest du Québec, dans la région de l'Abitibi (48° N, 79° W). Ce territoire est à la limite des domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc et de la pessière à mousses (Saucier *et al* 1998). Les différentes espèces arborescentes de ce territoire ont été identifiées et décrites par Bergeron *et al* (1983) (voir Brongo *et al*, Chapitre I). L'étude a été réalisée dans des paysages forestiers dont les bordures boisées ont été créées par trois types de perturbations : un feu récent (3 ans), un secteur agricole (plus de 60 ans) et des coupes forestières récentes (de moins de 5 ans) (voir Brongo *et al*, chapitre I).

## **Méthodologie**

### *Nids artificiels*

Dans la plupart des études traitant de la prédation des nids, le suivi de nids artificiels est la principale approche méthodologique qui a été utilisée (Angelstam 1986, Storaas 1988, Avery *et al* 1989, Yahner *et al* 1989, Andrén 1992, Darveau *et al* 1997, Bayne et Hobson 1997, Bechet *et al* 1998). Cette approche suscite toutefois quelques interrogations quant à son efficacité à révéler les taux réels de prédation dans les écosystèmes étudiés (Willebrand et Marcstrom 1988, Reitsma 1992, Wilson et Brittingham 1998). Elle s'avère néanmoins indicatrice des risques de prédation et elle est plus facile à utiliser que de suivre des nids réels. Paton (1994) suggère d'utiliser l'information obtenue à l'aide des nids artificiels afin de documenter le patron général de prédation.

Pour l'étude, des nids artificiels de passereaux de volière ont été utilisés. Chaque nid est constitué d'une demi-sphère de matière végétale de 10 cm de diamètre et d'une profondeur de 5 cm (Donovan *et al* 1997) dans lequel deux œufs ont été déposés : un œuf de caille et un œuf de plasticine attaché au fond du nid à l'aide d'un fil de laiton afin d'éviter le vol de l'œuf par un prédateur. L'œuf de caille a servi d'appât aux prédateurs olfactifs tandis que l'œuf de

plasticine a permis d'identifier les prédateurs par les empreintes buccales. (Nour *et al* 1993, Haskell 1995, Donovan *et al* 1997, Bayne et Hobson 1997). Les œufs de cailles ont également permis de mesurer l'activité des prédateurs à grande cavité buccale (plus de 30 mm d'ouverture) (Haskell 1995). Selon cet auteur, les bordures de forêt compteraient plus de prédateurs à grande cavité buccale alors que l'intérieur des forêts serait composé d'un plus grand nombre de prédateurs à petite bouche. Les prédateurs olfactifs peuvent reconnaître l'odeur humaine et peuvent utiliser celle-ci afin de trouver plus rapidement les nids, notamment dans les territoires aménagés par l'homme (Haskell 1995). Pour diminuer l'effet de l'odeur humaine sur la prédation, les nids et les œufs ont été manipulés à l'aide de gants de latex et les manipulateurs étaient chaussés de bottes de caoutchouc (Whelan *et al* 1994).

Les nids artificiels ont été disposés à 25 m les uns des autres dans des blocs de quatre transects comportant chacun cinq nids. Les transects étaient, perpendiculaires à la bordure de massifs forestiers de grande taille (plus de 25 ha). Selon Bayne et Hobson (1997), la disposition des nids à plus de 20 m de distance les uns des autres réduit considérablement les risques qu'un seul prédateur exerce une pression systématique sur les nids voisins. Les nids alternaient de par leur position, soit un nid au sol et un nid sur arbuste (entre 1 et 1,5 m de hauteur) (voir Yahner 1991). Pour chaque paysage (brûlis, agricole et coupe), entre 8 et 10 blocs ont été disposés. Ces dispositifs de nids artificiels ont été utilisés en début de saison (du 4 au 19 juin 2000) et en fin de période de nidification (deuxième tournée du 1<sup>er</sup> au 15 juillet 2000). Au total, 1060 nids artificiels ont été installés. Les nids ont été visités à trois reprises pour une durée totale d'exposition des nids de 12 jours. Cette durée d'exposition correspondait à la période d'incubation de la plupart des espèces de passereaux en milieu forestier (Bayne et Hobson 1997). À chaque visite, la prédation a été notée de façon binaire pour chaque nid : présence ou absence de prédation. Les nids montrant des signes de prédation ont été retirés lors de la visite à laquelle l'événement de prédation a été noté (Bayne et Hobson 1997). Les traces de bec ou de crocs sur les œufs de plasticine des nids artificiels ont permis l'identification des principaux prédateurs mammaliens ou aviaires.

Afin de déterminer le degré de camouflage des nids artificiels, les caractéristiques du micro-habitat ont été mesurées au pourtour de chaque nid. Un carton de 17,5 cm de côté contenant 25 carrés noir et blanc de 3,5 cm de côté a été utilisé à l'endroit des nids artificiels afin d'associer à chacun d'eux une valeur (%) de dissimulation (Donovan *et al* 1997). Pour chaque mesure, le nombre de carrés non visibles sur un total de 25 carrés donnait le pourcentage de dissimulation du nid. À chaque point cardinal une mesure de dissimulation était prise et une mesure au-dessus du nid a été prise à environ 1 m de distance. La moyenne de ces cinq valeurs, ramenées sur cent, constituait le pourcentage de dissimulation accordé à chaque nid.

### *Types de prédateurs*

Bayne et Hobson (1997) ont observé que les mammifères représentent le principal groupe de prédateurs des nids au sol, alors que les nids sur arbustes sont attaqués par les oiseaux (38%) et, de façon plus importante, par les mammifères (62%). Parmi ces espèces, l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*) était le principal prédateur dans les paysages qu'ils ont investigué en forêt boréale de l'Ouest canadien. C'est dans les forêts résiduelles des paysages affectés par l'agriculture que l'écureuil roux était le plus abondant (Bayne et Hobson 1997). Les prédateurs aviaires semblaient exercer plus de prédation dans un paysage fragmenté par la coupe forestière que dans un paysage de forêt continue (Bayne et Hobson 1997).

Dans notre étude les œufs de plasticine des nids artificiels ayant subi de la prédation ont été utilisés et récoltés pour une analyse approfondie des empreintes buccales en laboratoire avec l'aide de crâne de divers prédateurs mammaliens et aviaires potentiels. Certaines espèces de prédateur ont été regroupées puisque la différenciation de leurs empreintes buccales était difficile ou impossible. Les groupes de prédateurs identifiés étaient donc les écureuils, les tamias, les micromammifères (souris, campagnol et musaraignes) les oiseaux, les renards, les hermines (hermines et belettes) et les inconnus.

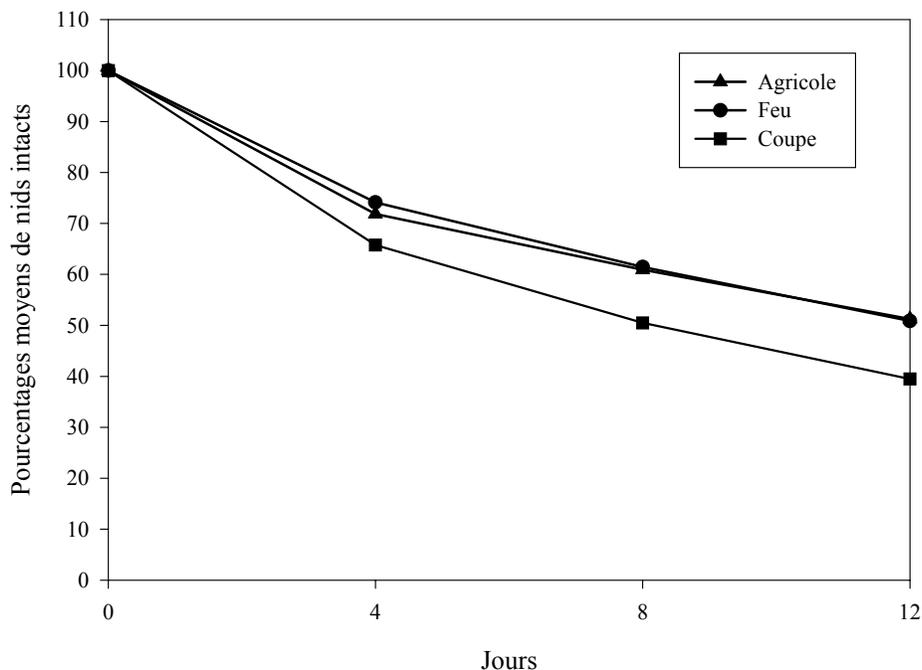
### *Analyses statistiques*

Des analyses de régression logistique ont permis d'identifier les variables associées aux variations du risque de prédation. Les variables explicatives des modèles étaient la distance à la lisière, le degré de dissimulation du nid, la position du nid (au sol ou sur arbuste), le paysage de provenance du nid et de la tournée (début ou fin de saison de nidification). Dans un premier temps, ces analyses ont été réalisées pour chaque visite (jour 4, jour 8, jour 12) afin de voir si le temps d'exposition influençait le risque de prédation en lisière. Ensuite, d'autres régressions logistiques ont été faites séparément pour chacune des tournées de nids. Une attention particulière a été portée à la variable « *distance à la lisière* » ainsi qu'aux interactions entre celles-ci et les autres variables explicatives. Les régressions logistiques ont été faites en deux étapes : premièrement toutes les variables explicatives ont été soumises à l'analyse de régression logistique sans la distance à la lisière afin de retenir les variables pouvant influencer la prédation. Par la suite, les variables retenues dans le premier modèle ont été soumises à nouveau à l'analyse de régression logistique, mais cette fois-ci avec la variable distance à la lisière. Enfin, des tests de chi-carrés ( $\chi^2$ ) ont permis de comparer les taux de prédation des nids artificiels de différents groupes de prédateurs selon le paysage à l'étude.

## **Résultats**

### *Taux de prédation des nids artificiels*

Au total, 550 nids artificiels ont subi de la prédation pour un taux de prédation global de 52 %. La **Figure 1** représente les pourcentages de nids intacts en fonction du temps d'exposition dans les trois paysages étudiés. Ainsi, de 20 à 30 % des nids ont eu la visite de prédateurs lors des quatre premiers jours d'exposition selon les paysages. Pour les trois paysages, le taux de prédation moyen est de 30 % entre la pose des nids et la première visite, de 43 % après 8 jours et de 53 % à la fin de la période d'exposition de 12 jours.



**Figure 1.** Pourcentages moyens de nids intacts pendant 12 jours d'exposition dans trois paysages en Abitibi, Québec (n = 1060)

Les analyses de régression logistique sur la présence ou l'absence de prédation de nids artificiels avec les variables explicatives ont été faites pour chaque pas de temps (4 jours). Les résultats obtenus étant semblables entre chaque pas de temps, alors seules les analyses de régression logistique après les douze jours d'exposition ont été retenues. Les variables explicatives retenues par l'analyse de régression logistique sont présentées au **Tableau 1** avec leur probabilité associée selon les analyses de régression logistique. Le paysage et le degré de dissimulation sont les variables retenues lors de la première tournée de nids alors que seule le degré de dissimulation a été retenue lors de la deuxième tournée.

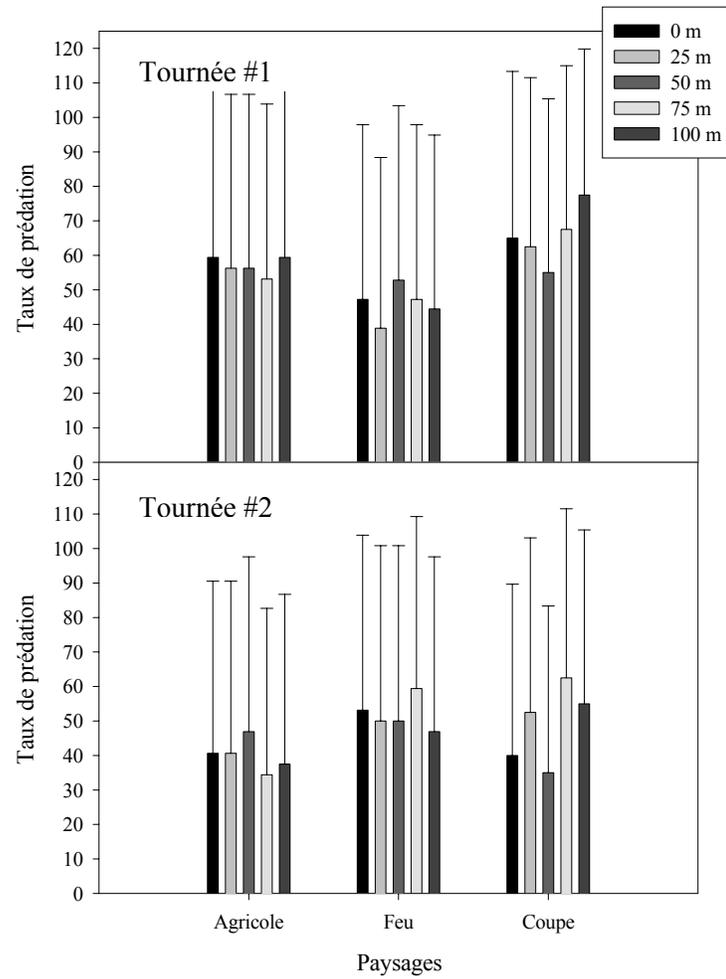
En début de saison (première tournée), les taux de prédation en paysage de feu sont significativement plus faibles qu'en paysage de coupe ( $X^2 = 14,550$   $P < 0,001$ ) et qu'en paysage agricole ( $X^2 = 4,702$   $P < 0,05$ ). En effet, le taux de prédation des nids artificiels

atteint sa valeur la plus élevée en paysage aménagé par des coupes forestières (66%), alors que dans le paysage brûlé le taux est le plus faible (46%). Le taux de prédation observé en paysage agricole avait une valeur intermédiaire (58%)

**Tableau 1.** Régression logistique de la prédation des nids artificiels selon des variables explicatives mesurées dans les trois paysages à l'étude en Abitibi (n = 1060). B : (-) relation négative, B : (+) relation positive.

Variable	Tournée #1		Tournée #2			
	Chi-carré	P	B	Chi-carré	P	B
Distance	1,093	0,296		0,972	0,324	
Distance*paysage (catégorique)						
Feu (référence)	1,607	0,448		4,652	0,098	
Agricole	0,013	0,910		3,301	0,069	
Coupe	1,595	0,207		3,911	0,058	
Distance*dissimulation	2,210	0,137		0,585	0,444	
Distance*position du nid	1,128	0,288		3,118	0,077	
Paysage (catégorique)						
Feu (référence)	<b>14,550</b>	<b>0,001</b>		4,310	0,116	
Agricole	<b>4,702</b>	<b>0,030</b>	(+)	3,789	0,052	
Coupe	<b>14,418</b>	<b>0,0001</b>	(+)	0,164	0,686	
Dissimulation	<b>9,933</b>	<b>0,002</b>	(+)	<b>16,578</b>	<b>0,0001</b>	(+)
Position du nid	0,406	0,524		2,465	0,116	

À la fin de la période de nidification (deuxième tournée), les taux de prédation des nids dans les différents paysages n'étaient pas significativement différents. Les taux de prédation augmentaient de façon significative avec les pourcentages de dissimulation, et ce, lors des deux tournées ( $X^2 = 9,933$   $P < 0,01$ ,  $X^2 = 16,578$ ,  $P < 0,001$ ). Dans tous les cas, la variable distance à la lisière n'était jamais incluse de façon significative dans les modèles. Les valeurs moyennes des taux de prédation par bloc montrent une grande variabilité dans chacun des paysages (**Figure 2**).

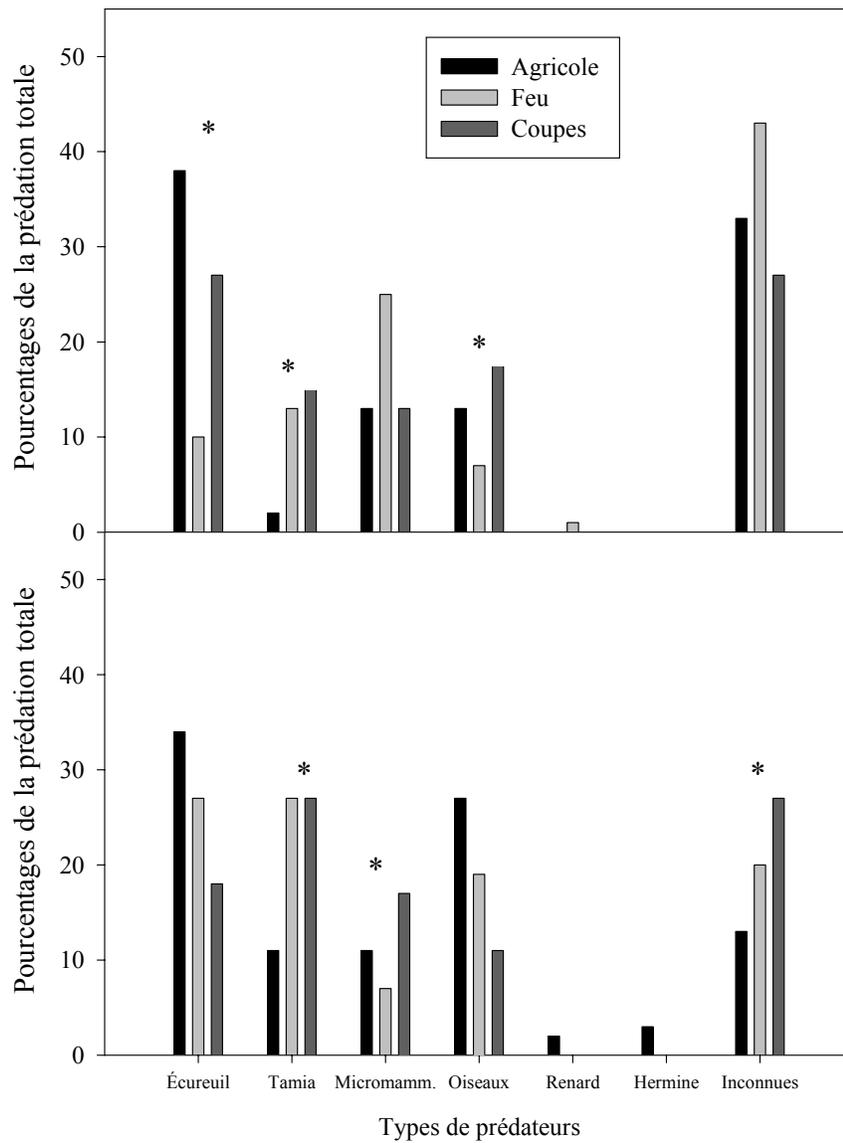


**Figure 2.** Taux de prédation (moyennes et écart-types) de la bordure à l'intérieur de la forêt pour les trois paysages à l'étude en Abitibi, Québec. n = 1060.

### *Types de prédateur*

Les principaux prédateurs identifiés par les empreintes dentaires ou de bec, lors des tournées 1 et 2, sont l'écureuil roux avec 79 et 62 nids détruits, le tamia rayé, 33 et 55 nids détruits, les oiseaux (corvidés), 41 et 44 nids détruits, les micromammifères, 50 et 30 nids, le renard, un nid détruit par tournée et l'hermine, deux nids détruits lors de la tournée 2. Un total de 101 et 51 nids artificiels, détruits dans les tournées 1 et 2 respectivement, n'ont pu être associés à un type de prédateur en particulier par manque d'indices (pas de traces). En fait, l'écureuil roux est le plus important prédateur, soit 26 % de la prédation totale dans toute l'aire d'étude lors de la première tournée et 25 % lors de la deuxième tournée. Les taux de prédation associés à l'écureuil roux sont statistiquement différents d'un paysage à l'autre en début de nidification ( $X^2=18,260$ ,  $P<0,0001$ ) alors qu'il y a aucune différence significative entre les taux de prédation par cette espèce à la fin de la période de nidification des oiseaux ( $X^2=0,516$ ,  $P=0,773$ ) (**Figure 3**).

Les oiseaux (tournée #1 :  $X^2=10,878$ ,  $P=0,004$  et tournée #2 :  $X^2=1,409$ ,  $P=0,494$ ) et les micro-mammifères (tournée #1 :  $X^2=2,440$ ,  $P=0,295$  et tournée #2 :  $X^2=7,400$ ,  $P=0,025$ ) montrent aussi une différence significative entre les taux de prédation des trois paysages dans une seule des deux tournées. Seuls les tamias montrent une consistance dans les différences de taux de prédation pour les deux tournées ( $X^2=38,000$ ,  $P<0,0001$  et  $X^2=10,945$ ,  $P=0,004$ ). Ce prédateur était nettement moins présent en milieu agricole que dans les deux autres types de paysages.



**Figure 3.** Pourcentages de la prédation totale exercée par différents types de prédateurs selon le paysage (agricole, feu, coupe) en Abitibi, Québec. \* différence significative entre les paysages à  $P < 0,05$ .

## Discussion

### *L'effet de lisière sur la prédation des nids*

Plusieurs études ont montré que le risque de prédation était plus grand le long des lisières dans des paysages agricoles très fragmentés (Wilcove 1985, Andrén 1992, Nour *et al* 1993, Marini *et al* 1995, Andrén 1995). Nos résultats indiquent que le risque de prédation dans nos trois paysages en forêt n'est pas fonction de la distance à la lisière. En fait, le risque qu'un nid artificiel soit visité par un prédateur en bordure de bois n'est pas plus élevé qu'à l'intérieur des massifs forestiers. Bayne et Hobson (1997) obtiennent le même résultat dans la forêt boréale mixte en Saskatchewan. Afin de contrôler l'effet de la taille des îlots forestiers sur la prédation des nids, nos dispositifs de nids artificiels ont été installés dans de grands massifs forestiers de plus de 25 hectares. De plus, ces massifs se retrouvaient dans des paysages principalement forestiers (près de 50 % de couvert forestier mature à l'intérieur de territoires de 800 km<sup>2</sup>. Donovan *et al* (1997) et Hartley et Hunter (1998) ont montré que la vulnérabilité des nids à la prédation peut être importante dans des paysages très fragmentés, alors que dans les paysages où on retrouve un couvert forestier plus important, les taux de prédation sont moindres. Par conséquent, dans notre aire d'étude, l'absence de différence dans les taux de prédation des nids de la lisière à l'intérieur des massifs forestiers pourrait être associée au fait que les paysages étudiés étaient encore principalement sous couvert forestier.

### *Types de paysage*

Plusieurs auteurs ont documenté la prédation en lisière en comparant les bordures de bois en paysage de coupes forestières et en paysage agricole (Andrén 1995, Bayne et Hobson 1997). Ces auteurs ont noté des pressions de prédation plus élevées en paysage ouvert par l'agriculture que par les coupes forestières. La proximité d'habitations humaines et la culture céréalière favoriseraient l'arrivée de nouveaux prédateurs généralistes (moufette rayée *Mephitis mephitis*, raton-laveur *Procyon lotor*) maintenus dans le secteur par un apport de

nourriture et maintiendrait dans le paysage agricole des populations plus importantes de prédateurs (Angelstam 1986). Dans notre secteur d'étude, nous n'avons pas retrouvé d'indice de présence de ces prédateurs. La plupart des champs agricoles étaient utilisés comme pâturages ou pour la culture fourragère, ce qui pourrait expliquer l'absence de prédateurs généralistes dans nos dispositifs de nids artificiels. De plus, nos données d'inventaires d'oiseaux (Brongo *et al* Chapitre 1) indiquaient que le Vacher à tête brune (*Molothrus ater*) étaient absent de nos secteurs d'étude.

Plusieurs études ont soulevé le problème de la prédation des corvidés en paysage agricole (Andrén *et al* 1985, Yahner et Wright 1985, Møller 1988) surtout dans les pays scandinaves. En Europe, les corvidés associés à l'activité humaine sont de plus petites tailles que leurs cousins nord-américains. Les corvidés d'Amérique du Nord qui ont une taille semblable aux corneilles européennes sont le Geai bleu (*Cyanocitta cristata*) et le Mésangeai du Canada (*Perisoreus canadensis*), deux espèces qui utilisent surtout les milieux forestiers. Ces espèces de corvidés étant plus associées aux forêts naturelles, les nids retrouvés en paysages de coupes forestières et en paysages naturelles devraient être plus sensibles à la prédation des oiseaux que les nids en paysages agricoles. Dans notre étude, c'est en paysage de coupes forestières qu'il y avait le plus de prédation par les corvidés. Cependant, c'est en paysage naturelle que le nombre de nids détruits par des oiseaux était le plus bas, contrairement à ce que l'on aurait pu s'attendre.

### *Dissimulation des nids*

La dissimulation des nids artificiels a été une variable importante dans notre étude puisqu'elle a influencé les taux de prédation lors des deux tournées effectuées en début et en fin de saison de reproduction des oiseaux forestiers. D'autres auteurs se sont penchés sur l'importance de ce facteur. En effet, Burhans et Thompson III (1998) ont observé une diminution des taux de prédation et de parasitisme du Vacher à tête brune avec l'augmentation du degré de dissimulation des nids naturels de trois espèces de passereaux. Donovan *et al* (1997) ont trouvé que la dissimulation des nids artificiels n'avait pas d'effet sur les taux de prédation des

nids artificiels. Contrairement à ces études, les taux de prédation de nos nids artificiels ont augmenté avec les taux de dissimulation des nids. Cette relation inusitée pourrait être liée à la plus grande abondance de prédateurs olfactifs dans les sous-bois plus denses où le degré de dissimulation des nids artificiels est également plus élevé. Des travaux sur la dynamique des populations de petits mammifères dans les paysages étudiés pourrait nous aider à mieux comprendre les mécanismes écologiques sous-jacents à cette relation étonnante.

#### *Perturbations anthropiques et perturbations naturelles*

Lors de la première tournée, le taux de prédation des nids artificiels dans le territoire des coupes forestières était significativement supérieur au taux de prédation mesuré au pourtour du feu de Val-Paradis. Il n'était pas toutefois significativement différent du taux de prédation des nids artificiels en paysage agricole. Par ailleurs, cette réponse n'était pas consistante dans le temps puisqu'aucune différence significative n'a été obtenue entre les taux de prédation des différents paysages à la deuxième tournée. Lors de cette tournée, une importante épidémie de livrées des forêts (*Malacosoma disstria* HBN) a ravagé les forêts des paysages agricole et naturel après feu, diminuant ainsi de façon importante la couverture de végétation de la voûte forestière et de la strate arbustive en sous-couvert. Ce changement de structure de la végétation semble avoir fait augmenter la proportion de nids attaqués par les prédateurs visuels (oiseaux) dans les paysages affectés. Bell et Whitmore (2000) ont observé, dans les forêts de feuillues de l'Est des États-Unis, une augmentation du parasitisme du Vacher à tête brune et une diminution du succès reproducteur chez certaines espèces aviaires de forêt suite à une forte défoliation de la voûte forestière par une espèce d'insecte (*Lymantria dispar*) proche parent de la livrée des forêts. Les prédateurs aviaires et le Vacher à tête brune utiliseraient les arbres défoliés comme perchoir afin de localiser plus efficacement les nids, et ce, sur une grande superficie.

Dans la forêt mixte de la plaine boréale en Saskatchewan, Bayne et Hobson (1997) ont observé que les territoires de coupes forestières avaient des taux de prédation similaires à ceux observés dans la forêt continue alors que les territoires fragmentés par l'agriculture

avaient les taux de prédation les plus élevés. Les auteurs attribueraient ces résultats au fait que la forêt boréale est naturellement fragmentée par les perturbations naturelles, et ce, tant à l'échelle du peuplement qu'à l'échelle du paysage. Contrairement aux travaux de Bayne et Hobson (1997), nos résultats indiquent qu'il y a plus de prédation de nids artificiels en paysage de coupes forestières que dans les autres paysages mais que cette différence n'est pas significative pour le paysage agricole. . Ainsi, malgré le plus grand contraste entre les habitats agricoles et les forêts, les taux de prédation des nids artificiels aux lisières n'atteignent les valeurs rencontrées dans les parcelles boisées de la Saskatchewan. Bayne et Hobson (1997) attribuent ces valeurs élevées au fort degré de fragmentation des habitats résiduels de forêts (parcelles de petites tailles isolées les unes des autres) dans leur territoire agricole. Dans notre étude, les forêts résiduelles en paysage agricole forment de grands massifs contigus dont la configuration spatiale (taille, forme et isolement) pourrait atténuer les effets de la prédation sur les nids d'oiseaux.

D'autre part, tout comme pour l'étude de Bayne et Hobson (1997), c'est en paysage agricole qu'on retrouvait le plus de prédation exercée par l'écureuil roux. Cependant, en paysage forestier, le tamia rayé venait s'ajouter à l'écureuil roux ramenant ainsi le taux de prédation des forêts aménagées à des taux comparables à ceux des territoires agricoles. Finalement, comme l'ont observé Bayne et Hobson (1997), les risques de prédation de nids artificiels aux lisières anthropiques sont semblables au risque de prédation des lisières de perturbations naturelles.

### Liste des références

- Andrén, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73: 794-804.
- . 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. Pages 225-255 in L. Hansson, L. Fahrig, and G. Merriam, editors. *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman and Hall.
- Andrén, H. et P. Angelstam. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69: 544-547.

- Andrén, H., P. Angelstam, E. Lindström et P. Widén. 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45: 273-277.
- Angelstam, P. 1986. Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365-373.
- Avery, M. I., F. L. R. Winder et V. M. Egan. 1989. Predation on artificial nests adjacent to forestry plantations in northern Scotland. *Oikos* 55: 321-323.
- Bayne, E. M. et K. A. Hobson. 1997. Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology* 11: 1418-1429.
- Béchet, A., P. Isenmann et R. Gaudin. 1998. Nest predation, temporal and spatial breeding strategy in the Woodchat Shrike *Lanius senator* in Mediterranean France. *Acta Oecologica* 19: 81-87.
- Bell, J. L. et R. C. Whitmore. 2000. Bird nesting ecology in a forest defoliated by Gypsy moths. *Wilson Bulletin* 112: 524-531.
- Bergeron, Y., A. Bouchard, P. Gangloff et C. Caminé. 1983. La classification écologique des milieux forestiers d'une partie des cantons d'Hébécourt et de Roquemaure. *Études écologiques* no. 9, Université Laval. Sainte-Foy. pp. 169.
- Bordeleau, P. 1998. The Val-Paradis fire #322/97 case study. *Société De Protection Des Forêts Contre Le Feu* : 20 p.
- Boulet, M., M. Darveau et L. Bélanger. 2000. A landscape perspective of bird nest predation in a managed boreal black spruce forest. *Écoscience* 7: 281-289.
- Bourque, J. et M.-A. Villard. 2001. "Effects of selection cutting and landscape-scale harvesting on the reproductive success of two neotropical migrant bird species." *Conservation Biology* 15: 184-195.
- Brothers, T. S. 1993. Fragmentation and edge effects in Central Indiana old-growth forest. *Natural Areas Journal* 13: 268-275.
- Burhans, D. E. et F. R. Thompson III. 1998. Effects of time and nest-site characteristics on concealment of songbird nests. *The Condor* 100: 663-672.
- Cotterill, S. E. et S. J. Hannon. 1999. No evidence of short-term effects of clearcutting on artificial nest predation in boreal mixedwood forests. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1900-1910.
- Dansereau, P.-R. et Y. Bergeron. 1993. Fire history in the southern boreal forest of Northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 25-32.
- Darveau, M., L. Bélanger, J. Huot, É. Mélançon et S. DeBellefeuille. 1997. Forestry practices and the risk of bird nest predation in a boreal coniferous forest. *Ecological*

Applications 7: 572-580.

- Donovan, T. M., P. W. Jones, E. M. Annand et F. R. Thompson III. 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* 78: 2064-2075.
- Eberhart, K. E. et P. M. Woodard. 1987. Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 1207-1212.
- Fraver, S. 1994. Vegetation Responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. *Conservation Biology* 8: 822-832.
- Gates, J. E. et L. W. Gysel. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59: 871-883.
- Haddad, S., A. DesRochers et J. P. Savard. 2000. Artificial nest predation in bogs: Does peat harvest increase risk? *Écoscience* 7: 32-37.
- Hartley, M. et M. L. Jr. Hunter. 1998. A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conservation Biology* 12: 465-469.
- Haskell, D. G. 1995. A reevaluation of the effects of forest fragmentation on rates of bird-nest predation. *Conservation Biology* 9: 1316-1318.
- Huhta, E., T. Mappes et J. Jokimäki. 1996. Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 19: 85-91.
- Huhta, E. J. J. et P. Helle. 1998. Predation on artificial nests in a forest dominated landscape - the effects of nest type, patch size and edge structure. *Ecography* 21: 464-471.
- Hunter, M. L. Jr. 1992. Paleoecology, Landscape ecology, and conservation of neotropical migrant passerines in boreal forests. Pages 511-523 dans J. M. Hagan et D.W. Johnson. *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Ibarzabal, J. et A. Desrochers. 2001. Lack of relationship between forest edge proximity and nest predator activity in an Eastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 117-122.
- Marini, M. A., S. K. Robinson et E. J. Heske. 1995. Edge effects on nest predation in the Shawnee national forest, Southern Illinois. *Biological Conservation* 74: 203-213.
- Matlack, G. et J. Litvaitis. 1999. Forest edges. Pages 210-233 in M. L. Hunter, Jr., editor. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Møller, A. P. 1988. Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different size: a study of magpies and blackbirds. *Oikos* 53: 215-221.
- . 1989. Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation.

- Oikos 56: 240-246.
- Nour, N., E. Matthysen et A. A. Dhondt. 1993. Artificial nest predation and habitat fragmentation : different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16: 111-116.
- Paton, P. W. C. 1994. The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* 8: 17-26.
- Reitsma, L. R. 1992. Is nest predation density dependent? A test using artificial nests. *Canadian Journal of Zoology* 70: 2498-2500.
- Rudnický, T. C. et M. L. Hunter. 1993. Avian nest predation in clearcuts, forest and edges in a forest-dominated landscape. *Journal of Wildlife Management* 57: 358-364.
- Saucier, J.-P., J.-F. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3<sup>e</sup> version). *L'Aubelle* (février-mars 1999). 1-12.
- Schmiegelow, F. K. A., C. S. Machtans et S. J. Hannon. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* 78: 1914-1932.
- Small, M. F. et M. L. Hunter. 1988. Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76: 62-64.
- Storaas, T. 1988. A comparison of losses in artificial and naturally occurring capercaillie nests. *Journal of Wildlife Management* 52: 123-126.
- Whelan, C. J., M. L. Dilger, D. Robson, N. Hallyn et S. Dilger. 1994. Effect of olfactory cues on artificial-nest experiments. *Auk* 111: 945-952.
- Wilcove, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.
- Willebrand, T. et V. Marcstrom. 1988. On the danger of using dummy nests to study predation. *Auk* 105
- Wilson, G. R. et M. C. Brittingham. 1998. How well do artificial nests estimate success of real nests? *The Condor* 100: 357-364.
- Yahner, R. H. 1991. Avian nesting ecology in small even-aged aspen stand. *Journal of Wildlife Management* 55: 155-159.
- Yahner, R. H., T. E. Morrell et J. S. Rachael. 1989. Effects of edge contrast on depredation of artificial avian nest. *Journal of Wildlife Management* 53: 1135-1138.
- Yahner, R. H. et A. L. Wright. 1985. Depredation on artificial ground nests: effect of edge and plot age. *Journal of Wildlife Management* 49: 508-513.

## CONCLUSION

### 2.1 Effet de lisière sur l'avifaune

Les espèces aviaires associées aux habitats d'intérieur de forêts ont longtemps été définies comme des espèces qui évitent les habitats de lisières (Whitcomb *et al* 1981, Lynch et Whigham 1984, Freemark et Merriem 1986, Askins *et al* 1987). Cette catégorisation des espèces d'oiseaux en « espèces de forêt profonde » a souvent été établie par l'intermédiaire d'analyses de leur sensibilité à la taille des bois, l'évitement aux lisières étant mesuré dans les bois de petite superficie (Freemark et Merriam 1986, Blake et Karr 1987, Robbins *et al* 1989). Cette approche confond les effets de la taille des bois et de la sensibilité aux habitats de lisières et par conséquent, elle ne permet pas d'avoir de réponse précise à la sensibilité des espèces aviaires à la présence d'habitats de bordure. Dans cette étude, le protocole d'échantillonnage a été établi afin d'isoler l'effet de la taille des bois et l'effet de lisière en tenant compte seulement des massifs forestiers de grande taille (> 25 ha). De façon générale, nous avons noté peu d'évitement des lisières parmi les espèces d'oiseaux associées aux forêts matures soit celles qui sont les plus susceptibles d'éviter les lisières de bois. Sur les quinze espèces susceptibles d'éviter des bordures de bois, une seule a montré un évitement pour les deux années d'inventaire. Des espèces comme la Paruline couronnée, la Paruline bleue et la Paruline à gorge noire n'ont montré aucun évitement consistant dans le temps aux habitats de lisières. Seul le Roitelet à couronne dorée évite les bordures sur deux années d'inventaire, et ce, uniquement sur les territoires fragmentés par la foresterie, ce qui contraste avec l'étude de Brand et George (2001) dans les forêts du Pacifique qui ont observé que cette espèce occupait autant les lisières de bois que la forêt profonde.

D'autres chercheurs se sont intéressés à l'activité reproductrice des espèces aviaires de forêts telles que la Paruline couronnée et la Grive des bois dans les paysages fragmentés par l'activité humaine (Gibbs et Faaborg 1990, Burke et Nol 1998, Fauth 2000, Lambert et Hannon 2000, Ford *et al* 2001). Ces études montrent que le succès reproducteur des oiseaux est inférieur près des bordures de bois et dans les corridors boisés en paysage agricole. Dans

notre étude, nous avons utilisé une méthode indirecte, soit le décompte des indices d'activité reproductrice afin d'avoir des renseignements sur le statut de reproduction des espèces sur un plus grand territoire. Nos résultats montrent chez ces espèces une réponse qui va dans le même sens que les études précédentes. Les espèces d'oiseaux associées aux forêts ont moins d'activité reproductrice en bordure que dans la matrice forestière.

Plusieurs études ont montré que le risque de prédation était plus grand le long des lisières dans des paysages agricoles très fragmentés (Wilcove 1985, Andrén 1992, Nour *et al* 1993, Marini *et al* 1995, Andrén 1995). Nos résultats indiquent que le risque de prédation dans nos trois paysages n'est pas affecté par la distance à la lisière en forêt boréale mixte, un résultat similaire à ceux obtenus par Bayne et Hobson (1997) en Saskatchewan. Ces résultats pourraient être associés au fait que la forêt boréale est moins fragmentée que les forêts de feuillus plus au sud ou que les forêts boréales en Europe. En fait, Donovan *et al* (1997) et Hartley et Hunter (1998) ont montré que la vulnérabilité des nids à la prédation peut être importante dans des paysages très fragmentés, alors que dans les paysages où on retrouve un couvert forestier plus important, les taux de prédation sont moindres.

## **2.2 Effets des perturbations anthropiques et naturelles sur l'avifaune**

Les études sur l'effet des lisières à propos des espèces aviaires ont été réalisées dans des forêts perturbées soit par l'activité forestière (Brand et George 2001) ou par l'agriculture (Burke et Nol 1998). Un des objectifs de la présente étude était de comparer l'effet du type de perturbation sur la réponse des oiseaux à la présence de bordure dans le paysage. Deux types de perturbations humaines ont été comparés à un type de perturbation naturelle. En paysage agricole et de coupes forestières, respectivement, deux et quatre espèces aviaires ont évité les lisières dans au moins une des deux années d'inventaire, alors qu'une seule espèce évitait les bordures de feu. Ces résultats suggèrent que les espèces aviaires associées aux forêts matures évitent moins les lisières naturelles que les lisières anthropiques et que très peu d'espèces aviaires sont sensibles aux lisières en forêt boréale mixte. Le fait qu'une forte proportion d'espèces associées aux forêts matures évite peu les habitats de lisières ne nous renseigne pas

toutefois sur le rôle fonctionnel de ces habitats en regard de la nidification de ces espèces. C'est pourquoi la mesure de l'activité reproductrice de ces espèces au moyen de la repasse de cris de houspillage des Mésanges à tête noire a été réalisée en complément des inventaires d'oiseaux (chapitre I) et que nous avons mesuré les risques de prédation des nids au moyen de dispositifs de nids artificiels dans nos sites d'étude (chapitre II).

Plusieurs auteurs ont documenté la prédation en lisière en comparant les bordures de bois en paysages de coupes forestières et en paysage agricole (Andrén 1995, Andrén et Angelstam 1988, Bayne et Hobson 1997). Ces auteurs ont noté des pressions de prédation plus élevées en paysage ouvert par l'agriculture que par les coupes forestières. La proximité d'habitations humaines et la culture céréalière favoriseraient l'arrivée de nouveaux prédateurs généralistes (moufette rayée *Mephitis mephitis*, raton-laveur *Procyon lotor*) qui seraient maintenus dans le secteur par un apport de nourriture supplémentaire et maintiendrait ainsi, dans le paysage agricole, des populations plus importantes de prédateurs. Dans notre secteur d'étude, la plupart des champs agricoles sont utilisés comme pâturage ou pour la culture fourragère, ce qui pourrait expliquer l'absence de prédateurs généralistes dans les dispositifs de nids artificiels et aussi l'absence du Vacher à tête brune (*Molothrus ater*) dans le secteur d'étude. La latitude nordique du secteur échantillonné pourrait aussi expliquer l'absence ou le faible effectif des prédateurs généralistes. Ainsi c'est en paysage de coupes forestières que nous avons les plus hauts taux de prédation, ce qui pourrait expliquer que dans ce territoire les espèces aviaires d'intérieur de forêts sont les plus sensibles.

## **2.4 Projets futurs**

Ce projet de recherche a permis d'approfondir nos connaissances sur la réponse des oiseaux aux lisières en forêt boréale mixte, entre autres la distribution des espèces dans le paysage, leur activité reproductrice et le risque de prédation de nids. Un trait particulier de cette recherche repose sur le fait d'avoir isolé les effets de bordures de ceux de superficie des habitats forestiers résiduels en territoire perturbé. De plus, cette étude a permis de comparer les processus qui ont cours en forêt aménagée par l'activité humaine avec ceux des forêts

perturbées naturellement. Il reste plusieurs avenues à investiguer sur l'effet de lisière en forêt boréale mixte de l'Est de l'Amérique du Nord. À l'échelle du peuplement forestier, la productivité des oiseaux devrait être précisée au moyen de la recherche active de nids et de groupes familiaux pour certaines espèces associées aux forêts matures en bordure de bois et dans la matrice forestière adjacente (Bourque et Villard 2001, Buford et al. 1996). De plus, la capture de mammifères devrait être réalisée afin de relier les risques de prédation entre les paysages avec l'abondance de ces prédateurs potentiels (Bayne et Hobson 1997). Finalement, à l'échelle du paysage, l'effet de lisière sur l'avifaune devrait être comparé entre différents degrés d'ouverture du couvert forestier afin de voir l'influence du contexte sur le risque de prédation ainsi que sur la variation dans l'abondance des prédateurs de nids.

## LISTE DES RÉFÉRENCES

- Andrén, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73: 794-804.
- . 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- . 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. Pages 225-255 in L. Hansson, L. Fahrig, and G. Merriam, editors. *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman and Hall.
- . 1999. Habitat fragmentation, the random sample hypothesis and critical thresholds. *Oikos* 84: 306-308.
- Andrén, H. et P. Angelstam. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69: 544-547.
- Andrén, H., P. Angelstam, E. Lindström et P. Widén. 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45: 273-277.
- Angelstam, P. 1986. Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365-373.
- Askins, R. A. et M. J. Philbrick. 1987. Effect of change in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bulletin* 99: 7-21.
- Askins, R. A., M. J. Philbrick et D. Sugeno. 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biological Conservation* 39: 129-152.
- Avery, M. I., F. L. R. Winder et V. M. Egan. 1989. Predation on artificial nests adjacent to forestry plantations in northern Scotland. *Oikos* 55: 321-323.
- Barrows, C. W. 1986. Habitat relationships of Winter Wrens in northern California. *Western Birds* 17 : 17-20.
- Bayne, E. M. et K. A. Hobson. 1997. Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology* 11: 1418-1429.
- Béchet, A., P. Isenmann et R. Gaudin. 1998. Nest predation, temporal and spatial breeding strategy in the Woodchat Shrike *Lanius senator* in Mediterranean France. *Acta Oecologica* 19: 81-87.

- Bell, J. L. et R. C. Whitmore. 2000. Bird nesting ecology in a forest defoliated by Gypsy moths. *Wilson Bulletin* 112: 524-531.
- Bergeron, Y. et B. Harvey. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92: 235-242.
- Bergeron, Y., A. Bouchard, P. Gangloff et C. Caminé. 1983. La classification écologique des milieux forestiers d'une partie des cantons d'Hébécourt et de Roquemaure. *Études écologiques* no. 9, Université Laval. Sainte-Foy. pp. 169.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the Eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1-8.
- Bielefeldt, J. et R. N. Rosenfield. 1997. Reexamination of cowbird parasitism and edge effects in Wisconsin forests. *Journal of Wildlife Management* 61: 1222-1226.
- Blake, J. G. et J. R. Karr. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationships. *Ecology* 68: 1724-1734.
- Blondel, J., C. Ferry et B. Frochot. 1981. Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology* 6: 414-420.
- Bordeleau, P. 1998. The Val-Paradis fire #322/97 case study. *Société De Protection Des Forêts Contre Le Feu* : 20 p.
- Boulet, M., M. Darveau et L. Bélanger. 2000. A landscape perspective of bird nest predation in a managed boreal black spruce forest. *Écoscience* 7: 281-289.
- Bourque, J. et M.-A. Villard. 2001. "Effects of selection cutting and landscape-scale harvesting on the reproductive success of two neotropical migrant bird species." *Conservation Biology* 15: 184-195.
- Brand, L. A. et T. L. George. 2001. Response of passerine birds to forest edge in coast redwood forest fragments. *The Auk* 118: 678-686.
- Brothers, T. S. 1993. Fragmentation and edge effects in Central Indiana old-growth forest. *Natural Areas Journal* 13: 268-275.
- Buford, E.W., D.E. Capen and B.K. Williams et al. 1996 : Distance sampling to estimate fledgling brood density of forest birds *Canadian Field-Naturalist* 110 : 642-648)
- Burhans, D. E. et F. R. Thompson III. 1998. Effects of time and nest-site characteristics on concealment of songbird nests. *The Condor* 100: 663-672.

- Burke, D. M. et E. Nol. 1998. Influence of food abundance, nest-site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds. *The Auk* 115
- Chen, J., J. F. Franklin et T. A. Spies. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth douglas-fir forest. *Ecological Applications* 2: 387-396.
- Cotterill, S. E. et S. J. Hannon. 1999. No evidence of short-term effects of clearcutting on artificial nest predation in boreal mixedwood forests. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1900-1910.
- Dansereau, P.-R. et Y. Bergeron. 1993. Fire history in the southern boreal forest of Northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 25-32.
- Darveau, M., L. Bélanger, J. Huot, É. Mélançon et S. DeBellefeuille. 1997. Forestry practices and the risk of bird nest predation in a boreal coniferous forest. *Ecological Applications* 7: 572-580.
- Donovan, T. M., P. W. Jones, E. M. Annand et F. R. Thompson III. 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* 78: 2064-2075.
- Drapeau, P. A. Leduc et R. McNeil. 1999a. Refining the use of point counts at the scale of individual points in studies of bird-habitat relationships. *Journal of Avian Biology* 30: 367-382.
- Drapeau, P., Y. Bergeron and B. Harvey. 1999b. Key factors in the maintenance of biodiversity in the boreal forest at local and landscape scales. Pp 39-45, In T. S. Veeman, D. W. Smith, B. G. Purdy, F. J. Salkie and G. A. Larkin (editors). *Sustainable forest management conference Network Conference*, February 14-17, 1999. Edmonton, Alberta, Canada.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. Savard, Y. Bergeron et W. Vickery. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs* 70: 423-444.
- Eberhart, K. E. et P. M. Woodard. 1987. Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 1207-1212.
- Fauth, P. T. 2000. Reproductive success of wood thrushes in forest fragments in northern Indiana. *The Auk* 117: 194-204.
- Ford, T. B., D. E. Winslow, D. R. Whitehead et M. A. Koukol. 2001. Reproductive success of forest-dependent songbirds near an agricultural corridor in South-Central Indiana. *The Auk* 118: 864-873.
- Fraver, S. 1994. Vegetation Responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. *Conservation Biology* 8: 822-832.

- Freemark, K. E. et G. Merriam. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragment. *Biological Conservation* 36: 115-141.
- Frelich, L. E. et C. G. Lorimier. 1985. Current and predicted long-term effects of deer (*Odocoileus virginianus*) browsing in hemlock (*Tsuga canadensis*) forests in Michigan, USA. *Biological Conservation* 34: 99-120.
- Gates, J. E. et L. W. Gysel. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59: 871-883.
- Gibbs, J. P. et J. Faaborg. 1990. Estimating the viability of Ovenbird and Kentucky Warbler population in forest fragments. *Conservation Biology* 4: 193-196.
- Gunn, J. A., A. Desrochers, M.-A. Villard, J. Bourque et J. Ibarzabal. 2000. Playbacks of mobbing calls of Black-capped chickadees as a method to estimate reproductive activity of forest birds. *Journal of Field Ornithology* 71: 472-483.
- Haddad, S., A. DesRochers et J. P. Savard. 2000. Artificial nest predation in bogs: Does peat harvest increase risk? *Écoscience* 7: 32-37.
- Hagan, J. M., W. M. Vander Haegen et P. S. McKinley. 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conservation Biology* 10: 188-202.
- Harper, K. A. et S. E. MacDonald. 2001. Structure and composition of riparian boreal forest: New methods for analyzing edge influence. *Ecology* 82: 649-659.
- Hartley, M. et M. L. Jr. Hunter. 1998. A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conservation Biology* 12: 465-469.
- Haskell, D. G. 1995. A reevaluation of the effects of forest fragmentation on rates of bird-nest predation. *Conservation Biology* 9: 1316-1318.
- Huhta, E. J. J. et P. Helle. 1998. Predation on artificial nests in a forest dominated landscape - the effects of nest type, patch size and edge structure. *Ecography* 21: 464-471.
- Huhta, E., T. Mappes et J. Jokimäki. 1996. Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 19: 85-91.
- Hunter, M. L. Jr. 1992. Paleoeecology, Landscape ecology, and conservation of neotropical migrant passerines in boreal forests. Pages 511-523 dans J. M. Hagan et D.W. Johnson. *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Ibarzabal, J. et A. Desrochers. 2001. Lack of relationship between forest edge proximity and nest predator activity in an Eastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 117-122.

- Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forests. Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- King, D. I., C. R. Griffin et R. M. DeGraaf. 1997. Effect of clearcut borders on distribution and abundance of forest birds in Northern New Hampshire. *Wilson Bulletin* 109: 239-245.
- Kroodsma, R. L. 1982. Edges effect on breeding forest birds along a power-line corridor. *J. Appl. Ecol.* 19: 361-370.
- . 1984. Effect of edge on breeding forest bird species. *Wilson Bulletin* 96: 426-436.
- Lambert, J. D. et S. J. Hannon. 2000. Short-term effects of timber harvest on abundance, territory characteristics, and pairing success of ovenbirds in riparian buffer strips. *The Auk* 117: 687-698.
- Lynch, J. F. et D. F. Whigham. 1984. Effect of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation* 28: 287-324.
- Marini, M. A., S. K. Robinson et E. J. Heske. 1995. Edge effects on nest predation in the Shawnee national forest, Southern Illinois. *Biological Conservation* 74: 203-213.
- Martin, T. E. 1993. Nest predation and nest sites. New perspectives on old patterns. *BioScience* 43: 523-532.
- Matlack, G. et J. Litvaitis. 1999. Forest edges. Pages 210-233 in M. L. Hunter, Jr., editor. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- McGarigal, K. et W. C. McComb. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecological Monographs* 65: 235-260.
- Møller, A. P. 1988. Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different size: a study of magpies and blackbirds. *Oikos* 53: 215-221.
- . 1989. Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. *Oikos* 56: 240-246.
- Mönkkönen, M. et P. Reunanen. 1999. On critical thresholds in landscape connectivity: a management perspective. *Oikos* 84: 302-305.
- Nour, N., E. Matthysen et A. A. Dhondt. 1993. Artificial nest predation and habitat fragmentation : different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16: 111-116.
- Paton, P. W. C. 1994. The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* 8: 17-26.

- Reitsma, L. R. 1992. Is nest predation density dependent? A test using artificial nests. *Canadian Journal of Zoology* 70: 2498-2500.
- Robbins, C. S., J. R. Sauer, R. S. Greenberg et S. Droege. 1989. Population declines in North American birds that migrate to the neotropics. *Proceedings of the National Academy of Science* 86: 7658-7662.
- Robinson, S. K., F. R. Thompson III, T. M. Donovan, D. R. Whilehead et J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987-1990.
- Rudnicki, T. C. et M. L. Hunter. 1993. Avian nest predation in clearcuts, forest and edges in a forest-dominated landscape. *Journal of Wildlife Management* 57: 358-364.
- Sabine, D. L., A. H. Boer et W. B. Ballard. 1996. Impacts of habitat fragmentation on pairing success of male ovenbirds, *Seiurus aurocapillus*, in Southern New-Brunswick. *Canadian Field-Naturalist* 110: 688-693.
- Saucier, J.-P., J.-F. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3<sup>e</sup> version). *L'Aubelle* (février-mars 1999). 1-12.
- Schmiegelow, F. K. A., C. S. Machtans et S. J. Hannon. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* 78: 1914-1932.
- Small, M. F. et M. L. Hunter. 1988. Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76: 62-64.
- Spies, T. A., W. J. Ripple et G. A. Bradshaw. 1994. Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscape in Oregon. *Ecological Applications* 4: 555-568.
- Storaas, T. 1988. A comparison of losses in artificial and naturally occurring capercaillie nests. *Journal of Wildlife Management* 52: 123-126.
- Van Horn, M. A., R. M. Gentry et J. Faaborg. 1995. Pattern of Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*) Pairing success in Missouri forest tracts. *The Auk* 112: 98-106.
- Villard, M.-A. 1998. On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity, and dogma in avian conservation. *The Auk* 115: 801-805.
- Villard, M.-A., P. R. Martin et C. G. Drummond. 1993. Habitat fragmentation and pairing success in the ovenbird (*Seriurus aurocapillus*). *Auk* 110: 759-768.
- Whelan, C. J., M. L. Dilger, D. Robson, N. Hallyn et S. Dilger. 1994. Effect of olfactory cues on artificial-nest experiments. *Auk* 111: 945-952.

- Whitcomb, R. F., J. F. Lynch, M. K. Klimkiewicz, C. S. Robbins, B. L. Whitcomb et D. Bystrak. 1981. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. Pages 125-205 in R. L. Burgess, and D. M. Sharpe, editors. *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. Springer-Verlag, New York.
- Wiens, J. A. 1994. Habitat fragmentation : island vs. landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137: 97-104.
- Wilcove, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.
- Willebrand, T. et V. Marcstrom. 1988. On the danger of using dummy nests to study predation. *Auk* 105
- Wilson, G. R. et M. C. Brittingham. 1998. How well do artificial nests estimate success of real nests? *The Condor* 100: 357-364.
- Yahner, R. H. 1991. Avian nesting ecology in small even-aged aspen stand. *Journal of Wildlife Management* 55: 155-159.
- Yahner, R. H. et A. L. Wright. 1985. Depredation on artificial ground nests: effect of edge and plot age. *Journal of Wildlife Management* 49: 508-513.
- Yahner, R. H., T. E. Morrell et J. S. Rachael. 1989. Effects of edge contrast on depredation of artificial avian nest. *Journal of Wildlife Management* 53: 1135-1138.