

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES**

**PAR
LOUIS IMBEAU
B.Sc. Biologie**

**COMPARAISON ET SUIVI DES COMMUNAUTÉS D'OISEAUX
NICHEURS DANS DES PESSIÈRES NOIRES BORÉALES ISSUES DE
COUPES ET DE FEUX**

Décembre 1996



Mise en garde/Advice

Afin de rendre accessible au plus grand nombre le résultat des travaux de recherche menés par ses étudiants gradués et dans l'esprit des règles qui régissent le dépôt et la diffusion des mémoires et thèses produits dans cette Institution, **l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** est fière de rendre accessible une version complète et gratuite de cette œuvre.

Motivated by a desire to make the results of its graduate students' research accessible to all, and in accordance with the rules governing the acceptance and diffusion of dissertations and theses in this Institution, the **Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** is proud to make a complete version of this work available at no cost to the reader.

L'auteur conserve néanmoins la propriété du droit d'auteur qui protège ce mémoire ou cette thèse. Ni le mémoire ou la thèse ni des extraits substantiels de ceux-ci ne peuvent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

The author retains ownership of the copyright of this dissertation or thesis. Neither the dissertation or thesis, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

RÉSUMÉ

Dans la forêt boréale commerciale québécoise, les peuplements d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP) dominent largement. Cependant, on possède très peu d'informations sur la variabilité annuelle, la structure et la dynamique des communautés aviaires associées aux différents stades de développement de la pessière noire. L'objectif principal de cette étude était de comparer l'impact de perturbations naturelles (feux) et anthropiques (récolte forestière) sur les oiseaux nicheurs associés à ce type de forêt. Pour ce faire, un total de 60 points d'écoute dans des sites issus de coupe de la réserve faunique des Laurentides et 80 points dans des sites issus de feux au nord du lac Saint-Jean ont été inventoriés en 1995 dans quatre stades de développement forestier différents déterminés par la hauteur des épinettes. De plus, les 60 points issus de coupe ont aussi été inventoriés en 1993 et en 1994 pour évaluer la variabilité annuelle des populations d'oiseaux. Les résultats obtenus ne démontrent aucun lien entre la richesse des oiseaux et l'âge des peuplements, leur abondance étant même plus élevée dans les coupes récentes que dans les forêts de plus de 200 ans. Toutefois, deux communautés aviaires distinctes se succèdent au cours du développement de la forêt. Les milieux récemment perturbés se caractérisent par un assemblage d'espèces associées aux milieux ouverts, la plupart étant des migrants néotropicaux qui devraient être favorisés par des rotations de coupe plus rapides que les rotations naturelles de feux. Ce groupe comprend le Moucherolle des aulnes, la Paruline à joues grises, la Paruline à tête cendrée, la Paruline triste, la Paruline masquée, le Bruant de Lincoln ainsi que le Bruant à gorge blanche. Dès qu'on atteint le stade de l'arbustaire, les communautés se caractérisent par des espèces plus strictement forestières. Au stade des jeunes forêts, l'origine du peuplement (coupe ou feu) ne semble plus influencer la composition des communautés aviaires. La Mésange à tête brune, le Troglodyte des forêts, le Roitelet à couronne dorée, le Roitelet à couronne rubis, la Paruline à croupion jaune, le Bec-croisé à ailes blanches et le Chardonneret des pins font partie de ce groupe d'espèces plus forestières sans être limités uniquement aux peuplements de plus de cent ans. Un autre groupe formé par la Grive à dos olive, la Grive solitaire et le *Junco ardoisé* sont des espèces ubiquistes qui seront donc peu ou pas affectées par les rotations de coupe. Les nicheurs en cavités et les résidents atteignent leur plus grande abondance dans les forêts matures ou les brûlis, ce qui les rend plus vulnérables face aux opérations de récolte forestière. De ce nombre, les Pics à dos noir et tridactyle de même que le Grimpereau brun seront les espèces les plus négativement affectées par des régimes de coupe à rotations rapides. L'importance de la variabilité annuelle des populations d'oiseaux est forte chez les espèces irruptives et chez certains migrants de courte distance, bien que chaque espèce réponde probablement à un ensemble de facteurs qui leurs sont propres. La protection des chicots sur les aires de coupe et le maintien de forêts matures de grandes superficies reliées entre elles dans l'axe de la récolte forestière seront nécessaires pour maintenir les espèces plus vulnérables dans les forêts aménagées principalement en fonction de la récolte de la matière ligneuse.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier très sincèrement mes directeurs de recherche, le Dr. Réjean Gagnon et le Dr. Jean-Pierre Savard, pour avoir accepté de diriger mes travaux et pour m'avoir apporté tout leur soutien au cours de la réalisation de ce travail.

Je tiens également à remercier tous ceux qui ont participé aux inventaires sur le terrain: François Gagnon, Bruno Dumont biol. et Christine Gagnon. Sans vos oreilles d'ornithologues, ce projet n'aurait pu être réalisé. Je remercie particulièrement Germain Savard ing. for. pour son aide à trouver des secteurs d'inventaires correspondant à mes attentes et pour avoir commenté plusieurs versions préliminaires de certaines sections de ce mémoire.

Finalement, plusieurs organismes ont supporté financièrement mes travaux et leur aide inestimable mérite d'être soulignée: Le Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, le Service canadien de la faune, la compagnie Alcan ainsi que la Société québécoise de protection des oiseaux (bourses du fonds Alfred B. Kelly).

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
REMERCIEMENTS	iii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES TABLEAUX	viii
LISTE DES FIGURES	ix
LISTE DES ANNEXES	x
CHAPITRE I. INTRODUCTION	1
CHAPITRE II. REVUE DE LA LITTÉRATURE	4
2.1 Impacts des feux sur l'avifaune	5
2.1.1 Principales caractéristiques des régimes naturels de feux	5
2.1.2 Évolution des communautés aviaires suite aux feux	6
2.2 Impact des coupes sur l'avifaune	8
2.2.1 Évolution des communautés aviaires suite aux coupes	8
2.2.2 Comparaison d'un régime de coupes à un régime de feux	9
2.3 Variabilité annuelle des populations d'oiseaux	10
2.4 Aménagement forestier et maintien de la biodiversité	11
CHAPITRE III. MATÉRIEL ET MÉTHODES	13
3.1 Choix des stades de développement	14
3.2 Aires d'étude	15
3.2.1 Sites après coupe	15
3.2.2 Sites après feu	15
3.3 Relevés de la végétation	18
3.4 Inventaires d'oiseaux	19
3.5 Traitement statistique des données	19
3.5.1 Caractéristiques de la végétation	19
3.5.2 Analyses de la structure des communautés aviaires	20
3.5.3 Analyses de l'utilisation de l'habitat par chacune des espèces	21
3.5.4 Variabilité annuelle des populations d'oiseaux	22
CHAPITRE IV. RÉSULTATS	23
4.1 Caractéristiques de la végétation	24
4.1.1 Croissance de la végétation au cours du développement forestier	24

4.1.2 Comparaisons de la végétation après coupe et après feu.....	27
4.1.2.1 Stades I	27
4.1.2.2 Stade II.....	29
4.1.2.3 Stades III.....	31
4.1.2.4 Stades IV.....	33
4.2 Espèces d'oiseaux détectées.....	35
4.3 Structure des communautés aviaires.....	37
4.3.1 Diversité, richesse et abondance des oiseaux.....	37
4.3.2 Abondance relative des différentes catégories de nicheurs.....	38
4.3.3 Abondance relative des espèces migratrices et résidentes	40
4.3.4 Similitude des communautés aviaires	41
4.4 Utilisation de l'habitat par chacune des espèces	44
4.4.1 Comparaison de l'abondance des espèces entre les stades de développement forestier	44
4.4.2 Relations entre les différentes espèces et les paramètres de la végétation	46
4.4.3 Chevauchement de l'habitat des différentes espèces	49
4.5 Variabilité annuelle des populations d'oiseaux.....	51
CHAPITRE V. DISCUSSION	54
5.1 Évolution des communautés aviaires suite aux perturbations	55
5.2 Vulnérabilité des différentes espèces à un régime de coupes comparativement à un régime de feux	55
5.2.1 Espèces favorisées	56
1) Moucherolle des aulnes	57
2) Paruline à joues grises	57
3) Paruline à tête cendrée.....	58
4) Paruline triste.....	59
5) Paruline masquée.....	59
6) Bruant de Lincoln.....	60
7) Bruant à gorge blanche.....	61
5.2.2 Espèces peu ou pas affectées	61
1) Grive à dos olive	62
2) Grive solitaire	62
3) Junco ardoisé	63
5.2.3 Espèces défavorisées	63

1) Mésange à tête brune.....	64
2) Troglodyte des forêts.....	64
3) Roitelet à couronne dorée	65
4) Roitelet à couronne rubis.....	66
5) Paruline à croupion jaune	67
6) Bec-croisé à ailes blanches.....	67
7) Chardonneret des pins	68
5.2.4 Espèces très défavorisées.....	69
1) Pics à dos noir et tridactyle	69
2) Grimpereau brun	70
5.2.5 Espèces non-classées	71
1) Crècerelle d'Amérique.....	71
2) Tétras du Canada	71
3) Pic flamboyant.....	72
4) Moucherolle à ventre jaune	72
5) Moucherolle tchébec	72
6) Hirondelle bicolore	72
7) Geai du Canada	73
8) Mésange à tête noire.....	73
9) Merle-bleu de l'Est	73
10) Merle d'Amérique.....	74
11) Jaseur des cèdres	74
12) Viréo de Philadelphie	74
13) Viréo aux yeux rouges.....	74
14) Paruline obscure	75
15) Paruline à poitrine baie	75
16) Paruline rayée	75
17) Paruline à calotte noire	76
18) Bruant fauve	76
19) Quiscale rouilleux	76
5.3 Variabilité annuelle des populations d'oiseaux.....	76
5.3.1 Variabilité des groupes d'espèces	76
5.3.2 Validité des résultats obtenus en une seule saison	77
5.4 Récolte forestière et maintien de la diversité aviaire.....	78
5.4.1 Protection des chicots sur les aires de coupe.....	78

5.4.2 Maintien de forêt matures de grandes superficies	79
5.4.3 Connectivité des forêts matures dans l'axe de la récolte forestière.....	80
CHAPITRE VI. CONCLUSION.....	81
CHAPITRE VII. RÉFÉRENCES	84
CHAPITRE VIII. ANNEXES.....	103

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Caractéristiques des 4 stades de développement forestiers retenus	14
Tableau 2.	Principales caractéristiques de la végétation des stades I	28
Tableau 3.	Principales caractéristiques de la végétation du stade II (arbustaie)	30
Tableau 4.	Principales caractéristiques de la végétation des stades III (jeunes forêts)	32
Tableau 5.	Principales caractéristiques de la végétation des stades IV (forêts matures)	34
Tableau 6.	Moyenne et erreur-type du nombre maximal d'individus détectés par point d'écoute en 1995 dans les stades de développement inventoriés	36
Tableau 7.	Diversité, richesse et abondance des oiseaux dans chacun des stades de développement étudiés	37
Tableau 8.	Pourcentage de similitude des communautés aviaires selon l'indice de Renkonen entre les divers stades de développement	41
Tableau 9.	Tests de Kruskall-Wallis assumant une abondance égale des espèces d'oiseaux entre les sept stades de développement forestier. Une comparaison de l'abondance entre les stades basée sur le test de Mann-Whitney est présentée dans les cas où l'abondance d'une espèce n'est pas homogène.....	45
Tableau 10.	Variable(s) de la végétation retenue(s) pour chaque espèce d'oiseau ayant fait l'objet d'une régression logistique	48
Tableau 11.	Nombre moyen d'individus de chaque espèce d'oiseau recensée en 1993, 1994 et 1995 dans les 60 sites se régénérant suite à des coupes et comparaisons entre les années réalisées à l'aide du test de Wilcoxon pour échantillons appariés.	52
Tableau 12.	Comparaisons de l'abondance des oiseaux entre les trois stades de régénération après coupe de 1993 à 1995, en utilisant le test de Kruskall-Wallis (df=2 pour tous les tests).	53

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Localisation de la région étudiée	17
Figure 2.	Nombre de tiges à l'hectare des résineux et feuillus de chaque strate ≥ 2 m en fonction des divers stades de développement forestier ordonnés selon leur âge.	25
Figure 3.	Nombre de tiges à l'hectare d'arbres vivants ou morts pour les trois plus grandes classes de dhp en fonction des divers stades de développement forestier ordonnés selon leur âge.	26
Figure 4.	Abondance relative des espèces nichant au sol, dans les arbres et dans des cavités en fonction des divers stades de développement (F= sites après feu, C= sites après coupe).....	39
Figure 5.	Abondance relative des espèces migratrices et résidentes en fonction des divers stades de développement (F= sites après feu, C= sites après coupe).....	40
Figure 6.	Dendrogramme basé sur le degré de similitude des communautés aviaires des sept stades de développement étudiés (F= sites après feu, C= sites après coupe)	43
Figure 7.	Dendrogramme du chevauchement de l'utilisation de l'habitat de nidification des différentes espèces d'oiseaux des pessières noires étudiées	50

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1: Coordonnées géographiques des points d'écoute	104
ANNEXE 2: Liste des espèces recensées et classement par catégories de nicheurs et de migrants	110
ANNEXE 3: Test de corrélation des variables de la végétation	112

CHAPITRE I

INTRODUCTION

La région du Saguenay—Lac-Saint-Jean est celle où il se coupe le plus de bois au Québec. Avec la Côte-Nord, elle recèle les plus grandes réserves mondiales naturelles d'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] BSP.) de valeur commerciale (Gouvernement du Québec 1993). La coupe des tiges marchandes avec protection de la régénération naturelle est la principale méthode de récolte de la forêt boréale. Ce type d'exploitation semble être particulièrement bien adapté à cet écosystème qui est soumis à l'effet périodique des feux (Carleton 1982, Heinselman 1973). Cependant, nous avons peu de connaissances sur la structure et la dynamique des communautés aviaires associées aux différents stades de développement de la forêt boréale, et ce, tout particulièrement pour la forêt d'épinette noire (Erskine 1977).

L'utilisation durable des forêts québécoises implique le maintien, pour les générations actuelles et futures, de l'intégrité de nos écosystèmes forestiers. Ainsi, la conservation de la biodiversité est une préoccupation grandissante dans le cadre de l'exploitation de nos forêts (Hunter 1990, Welsh 1988). Puisque plusieurs espèces d'oiseaux fréquentant la forêt boréale sont migratrices, il en découle une responsabilité internationale du Québec envers ces espèces, et ce notamment dans le cas de plusieurs oiseaux migrants néotropicaux dont les effectifs semblent décliner (Hagan & Johnston 1992, Keast & Morton 1980, Robbins *et al.* 1986, Terborgh 1989). Cependant, on connaît peu de choses sur l'écologie dont la sélection de l'habitat par ces oiseaux de sorte qu'il est difficile d'évaluer l'impact des coupes forestières et des feux, surtout au niveau de la forêt boréale québécoise. De plus, comme l'abondance de certaines espèces peut varier de façon importante d'une année à l'autre en réponse à divers facteurs, notamment le climat (Blake *et al.* 1994, Hogstad 1993), de telles études nécessitent une prise de données réparties sur plusieurs années afin de tenir compte de la variabilité annuelle de ces espèces.

L'hypothèse qui sous-tend cette étude est qu'il devrait y avoir des similitudes entre les populations d'oiseaux associées aux pessières boréales se régénérant suite à des perturbations naturelles (feux) et celles d'origine humaine (récolte forestière). Toutefois, les espèces strictement associées aux forêts matures risquent d'être vulnérables à une perte d'habitat sous un régime de coupes à rotations plus rapides que le régime naturel des feux. L'objectif principal de notre travail est donc de comparer l'avifaune des forêts se renouvelant suite aux feux et suite aux coupes afin d'identifier les groupes d'espèces favorisées ou défavorisées par la récolte forestière. De plus, nous avions également comme

objectif d'évaluer la variabilité annuelle des populations d'oiseaux rencontrées dans les pessières noires en effectuant un suivi sur plusieurs saisons de nidification.

CHAPITRE II

REVUE DE LA LITTÉRATURE

2.1 Impacts des feux sur l'avifaune

2.1.1 Principales caractéristiques des régimes naturels de feux

Depuis des millénaires, les feux allumés par la foudre ont toujours été un facteur environnemental important dans la forêt boréale d'Amérique du nord (Heinselman 1981, Barney et Stocks 1983). La superficie moyenne de ces feux atteint 12 710 hectares au Labrador (Foster 1983) et 7 764 hectares dans le nord de la forêt boréale au Québec (Payette *et al.* 1989). Dans la plupart des cas, ces feux tuent la grande majorité des arbres et par conséquent ils jouent un rôle important en rajeunissant et en renouvelant les écosystèmes forestiers (Kozlowski et Ahlgren 1974).

En raison du passage fréquent des feux et des adaptations des espèces de la forêt boréale à cette perturbation, plusieurs chercheurs mentionnent qu'il n'existe pas de succession et de climax, au sens strict du terme, dans la forêt boréale (Methven *et al.* 1975, Heinselman 1981). La plupart des espèces se trouvant sur le site se réinstallent immédiatement après le feu et il n'y a pas de remplacement de ces espèces; seuls des taux de croissance différents peuvent laisser croire à différents stades successifs (Methven *et al.* 1975). De façon générale, il semble que les sites occupés actuellement par les peuplements d'épinette noire le soient depuis très longtemps, sans succession apparente (Gagnon 1989).

Comme ces perturbations se répartissent de façon aléatoire, le résultat d'un régime de feux est de modeler le paysage régional en y maintenant une mosaïque de peuplements d'âges différents ainsi que les espèces animales qui dépendent de ces peuplements (Heinselman 1981, Van Wagner 1983). La proportion des forêts dans différentes classes d'âges dépend de la périodicité des incendies (Van Wagner 1978, 1983). La période de rotation des feux d'une région est le nombre d'années nécessaire pour qu'une aire de superficie égale à la région étudiée soit totalement brûlée. En raison de la distribution aléatoire des feux, certains peuplements pourront donc brûler plusieurs fois alors que d'autres resteront intacts pendant plusieurs de ces cycles. Heinselman (1981) a analysé les informations existantes sur la périodicité des feux dans diverses écorégions de l'Amérique du nord. Dans la forêt boréale, il estime que la longueur moyenne de ces cycles peut varier de 50 à 150 ans, mais des cycles de 50 à 100 ans sont les plus fréquents dans cette zone. Pour les forêts fermées d'épinette noire, il estime la période de rotation à environ 100 ans.

Cette estimation est similaire à une étude plus récente effectuée dans le nord de la forêt boréale au Québec (Payette *et al.* 1989).

Dans le passé, les feux ont contrôlé la nature et la variabilité des habitats disponibles pour la nidification des oiseaux, ainsi que pour les autres espèces animales. La mosaïque d'habitats créés par le régime de feux était adéquate pour les espèces généralistes, tout en créant périodiquement de nouveaux habitats pour les espèces spécialistes (Alexander & Euler 1981).

2.1.2 Évolution des communautés aviaires suite aux feux

Malgré l'importance écologique des feux dans la forêt boréale, très peu d'études ont été effectuées à ce jour pour documenter les communautés aviaires se retrouvant dans des peuplements d'âges divers suite à ce type de perturbation. Dans une revue de littérature nord-américaine portant sur ce sujet spécifique, Fox (1983) mentionne qu'aucune publication sur les communautés aviaires dans des forêts d'épinettes ou de sapins se régénérant suite à des feux n'avait encore été publiée. Seul Erskine (1977) présentait un sommaire de quelques études ponctuelles effectuées dans divers secteurs de la forêt boréale canadienne.

Depuis ce temps, quelques recherches ont été entreprises pour combler cette lacune. Suite à des feux importants survenus en 1988 dans l'ouest du Montana et le nord du Wyoming, Hutto (1995) présente les résultats d'inventaires dans ces brûlis comparativement aux 15 autres types de couvert forestier se retrouvant dans le nord des Rocheuses. Au total, 15 espèces se sont montrées plus abondantes dans ces brûlis récents que dans tout autre type de couvert forestier. De ce nombre, le Pic à dos noir (*Picoides arcticus*) semblait presque uniquement restreint à ces sites récemment perturbés où on retrouve des arbres morts en abondance. Ces arbres encore debouts procuraient des sites de nidification pour près des deux-tiers des 31 espèces nicheuses dans ces brûlis. Les caractéristiques du peuplement avant le feu (spécialement la présence de chicots) seraient importantes pour déterminer la qualité du site pour les espèces nichant dans des cavités suite au feu. Finalement, l'auteur va jusqu'à proposer que pour les espèces assez strictement associées aux brûlis, la récurrence des feux serait essentielle au maintien à long terme de leurs populations.

À l'autre extrême du cycle de développement de la forêt, Farr (1992) présente des données concernant les communautés aviaires dans des forêts de plus de 95 ans où on retrouve une proportion significative d'épinettes (*picea sp.*) dans le centre-ouest de l'Alberta. Comparativement à des sites plus jeunes se régénérant suite à des coupes, au moins huit des 22 espèces analysées ont montré une préférence significative pour des forêts âgées. La plupart de ces espèces se retrouvent aussi dans les forêts québécoises. Ce sont: le Pic tridactyle (*Picoides tridactylus*), la Sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*), le Grimpereau brun (*Certhia americana*), le Troglodyte des forêts (*Troglodytes troglodytes*), le Roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*), le Durbec des pins (*Pinicola enucleator*) et le Bec-croisé à ailes blanches (*Loxia leucoptera*).

La seule étude présentant une chronoséquence complète après feu en milieu boréal a été réalisée récemment au nord de la forêt boréale québécoise fermée (Crête *et al.* 1995). La diversité des passereaux a été évaluée dans des sites mésiques situés à proximité du réservoir hydro-électrique La Grande-3, où prévaut encore un régime naturel de feux de forêt, en l'absence d'exploitation forestière. Les peuplements forestiers furent regroupés en quatre stades successoraux: (i) les brûlis récents (4 ans), (ii) les arbustaires (25 ans), (iii) les jeunes forêts (50 ans) et (iv) les forêts matures (≥ 71 ans). La richesse et la diversité spécifique étaient plus grandes au milieu de la chronoséquence, dans les peuplements d'arbustaires et de jeunes forêts. Pour les passereaux, le degré d'ouverture des peuplements forestiers, plus que leur âge après feu, semble expliquer les variations de composition spécifique. Quelques espèces de fourré, notamment, le Bruant à couronne blanche (*Zonotrichia leucophrys*), le Bruant de Lincoln (*Melospiza lincolni*) et le Moucherolle des aulnes (*Empidonax alnorum*), apparaissent à la suite de la chute au sol des arbres morts, une quinzaine d'années après feu, et disparaissent progressivement dans les jeunes forêts avec le développement de la strate arborescente. Le feu, en perturbant le milieu, crée une mosaïque de peuplements d'âges variés, ce qui contribue à maintenir la diversité faunique régionale dans le nord de la forêt boréale. Ces résultats ont amené les auteurs à conclure que la suppression des feux de forêt réduirait la biodiversité régionale.

2.2 Impact des coupes sur l'avifaune

2.2.1 Évolution des communautés aviaires suite aux coupes

Plusieurs études ont porté sur l'étude des communautés d'oiseaux se retrouvant dans des coupes récentes. Les résultats de Morrison et Meslow (1983) en Orégon, de Wetmore *et al.* (1985) dans des forêts conifériennes du sud-ouest de la Colombie-Britannique, de Brawn *et al.* (1988) dans des forêts de pins du sud-ouest des États-Unis et de Parker *et al.* (1994) dans des plantations d'épinettes et de pins au Nouveau-Brunswick présentent tous certaines similitudes. En général, même si une baisse de richesse et de diversité est souvent notée à court terme suite à des coupes, l'effet le plus marqué est un changement dans la composition des espèces, les communautés forestières étant remplacées par des communautés composées d'espèces caractéristiques des milieux ouverts ou arbustifs.

D'autres études (Haapanen 1965, Titterington *et al.* 1979, Welsh 1987, Bryant *et al.* 1993) présentant une chronoséquence plus complète suite à des coupes en milieu boréal ont montré que les changements de la structure de l'habitat sont responsables des changements observés dans l'abondance de différentes espèces d'oiseaux tout au long de la succession. En effet, même si certaines espèces persistent à travers la plupart des stades de succession forestière, la plupart ne sont présentes que dans un seul stade. Une analyse détaillée de l'effet de la régénération forestière sur la structure des communautés aviaires a été réalisée par Helle (1985) dans le nord de la Finlande. Les résultats de cette recherche montrent que trois groupes de communautés aviaires peuvent être distinguées: celle des milieux ouverts, celle des milieux arbustifs et finalement une communauté d'espèces forestières. La diversité et la richesse des espèces s'accroissent avec la succession forestière. Le nombre d'espèces qui nichent et qui se nourrissent dans les arbres ou les arbustes s'accroît tout au long de la succession tandis que les espèces qui nichent et se nourrissent au sol présentent une tendance opposée. La proportion d'espèces résidentes ou nichant dans des cavités s'accroît aussi avec l'âge de la forêt. Une des constatations importante de cette étude est que les stades initiaux du développement forestier suite aux coupes en milieu nordique sont utilisés par des espèces spécialistes des milieux ouverts qui se retrouvent naturellement dans des tourbières ou près des rives des cours d'eau.

En Colombie-Britannique, Bryant *et al.* (1993) ont aussi montré que les communautés d'oiseaux des forêts anciennes comprennent surtout des espèces résidentes alors que celles

des forêts en régénération comprennent surtout des espèces migratrices nichant au sol ou dans les buissons. D'autre part, Welsh (1987) a démontré que dans les forêts mixtes de l'Ontario, plusieurs espèces migratrices néo-tropicales menacées qui exigent de grands blocs d'habitat dans la forêt feuillue tempérée du nord-est des États-Unis occupent un habitat différent dans la forêt boréale et ne sont pas rares même dans les blocs plus petits.

2.2.2 Comparaison d'un régime de coupes à un régime de feux

Selon Thompson (1992), vouloir comparer les pratiques de coupes à blanc utilisées dans la forêt boréale à des feux comme agent régénératrice de nos forêts relève du mythe. Plusieurs différences substantielles peuvent être citées:

- 1) La récolte de toutes les tiges lors des coupes alors que le feu laisse les arbres morts en place;
- 2) La fréquence de distribution des superficies brûlées est différente des superficies de coupe;
- 3) Altération des processus stochastiques, compétitifs et de dispersion chez les plantes;
- 4) Différences structurelles au niveau du sol;
- 5) Prédicibilité des coupes comparé à l'imprédictabilité de distribution et d'intensité des feux.

Dans la pessière noire, Johnston et Elliot (1996) ont démontré que dans des milieux récemment perturbés, la composition et l'abondance des espèces herbacées diffèrent entre les sites après coupe et après feu tandis que les différences dans les strates arbustives et arborescentes sont moins prononcées. Une étude plus complète de Carleton et MacLellan (1994) portant spécifiquement sur la comparaison de la végétation ligneuse de 131 peuplements forestiers issus de coupes à blanc avec celle de 250 peuplements régénérés à la suite de feux naturels dans la partie centrale du Canada a révélé qu'en plus de se développer lors de la succession après-feu, la sapinière boréale (*Abies balsamea* [L.] Mill.) peut également se former dans les sites de coupe débardés par des chevaux grâce au maintien de la régénération préétablie. Par ailleurs, les peuplements après coupe influencés par le débardage mécanique montrent généralement un renversement systématique de la dominance des conifères (surtout *Picea mariana*) au profit des feuillus (*Populus*). Les facteurs les plus corrélés chez la végétation après coupe sont donc le type de débardage et

l'âge des peuplements, tandis que ce sont plutôt les variables édaphiques chez la végétation après-feu.

Les forêts aménagées principalement en fonction de la production de matière ligneuse se modifient aussi à un niveau régional, surtout au niveau de la distribution de leurs classes d'âges (Farr 1992). Sous un aménagement intensif, cette distribution des âges se rétrécit si une grande proportion de peuplements âgés sont récoltés et si ils sont subséquemment coupés avant que leur croissance annuelle moyenne ne décline. Dans un écosystème contrôlé par des feux, une plus grande proportion des peuplements d'une région échappent aux perturbations pour des périodes plus longues que la rotation optimale voulue en foresterie. Ceci est dû à des phénomènes stochastiques et à des facteurs physiographiques. Un déclin régional de la proportion de forêts âgées est donc une caractéristique importante des régions aménagées principalement en fonction de la production de matière ligneuse.

2.3 Variabilité annuelle des populations d'oiseaux

La plupart des communautés et des populations d'oiseaux varient d'une année à l'autre. En conséquence, on ne peut proprement parler d'une année comme étant "normale" (Wiens 1989). En milieu boréal, la plupart des études portant sur la variabilité annuelle des populations d'oiseaux ont été effectuées dans le nord de l'Europe. En comparant des résultats d'inventaires obtenus de 1981 à 1986, Palmgren (1987) a démontré que les études n'ayant qu'une seule saison de prise de données ne donnent pas une bonne image des espèces présentes dans une région en raison des fluctuations annuelles des populations d'oiseaux et du fait que certaines espèces ne sont présentes que de façon occasionnelle. Dans le nord de la Finlande entre 1980 et 1985, Helle et Mönkkönen (1986) ont montré que les variations de densité des espèces migratrices de longues distances étaient plus faibles que celles migratrices sur de courtes distances ou résidentes. Par contre, une autre étude réalisée à plus long terme en Norvège en 1960 et de 1962 à 1972 (Hogstad 1993) révèle que même si certaines espèces présentent certaines similitudes au niveau de leurs fluctuations annuelles, aucune ne présente de variations totalement similaires, ce qui indique que chaque espèce est influencée par une combinaison de facteurs différents.

En Amérique du nord, les résultats de Blake *et al.* (1994) dans des forêts mixtes du Wisconsin et du Michigan ont montré que les espèces migratrices sur de courtes distances sont celles qui présentent le plus de similitudes entre leurs fluctuations annuelles de

population. Les auteurs estiment que les facteurs les plus susceptibles d'avoir influencé les variations observées sont ceux présents sur les aires de nidification, notamment les facteurs climatiques et les modifications de l'habitat avec le temps. D'autres facteurs peuvent aussi être invoqués dans le cas de certaines espèces: la sévérité des hivers dans les aires d'hivernage (Hogstad 1993, Peach *et al.* 1995), l'abondance de la production de cônes (Virkkala 1989, Hogstad 1993) ainsi que l'abondance d'insectes sur les aires de nidification (Morse 1978).

Afin d'effectuer un suivi des populations d'oiseaux, le U.S. Fish and Wildlife Service et le Service canadien de la faune ont initié conjointement en 1965 le recensement d'oiseaux nicheurs (Breeding Bird Survey) faisant appel à de nombreux bénévoles à l'échelle du continent. Comme ces recensements sont effectués le long des routes de façon volontaire, une couverture non-uniforme entre les régions demeure un problème important lors des analyses (Bystrak 1981). La forêt boréale, dont plusieurs régions sont encore vierges et inaccessibles, est donc sous-représentée lors des inventaires et le suivi des populations d'oiseaux caractéristiques de ces habitats est moins bien documenté que dans les écorégions où la densité de la population humaine est plus élevée.

2.4 Aménagement forestier et maintien de la biodiversité

Jusqu'à présent, peu de directives ont été émises afin de s'assurer que l'exploitation forestière minimise ses impacts sur la faune. Selon le règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public du Gouvernement du Québec (1996), le titulaire d'un permis d'intervention doit conserver une lisière boisée d'une largeur de 20 mètres sur les rives d'un lac ou d'un cours d'eau à écoulement permanent. Dans le domaine de la pessière, la superficie maximale d'une aire de coupe à blanc ne peut excéder 150 hectares d'un seul tenant. Entre deux aires de coupe, une lisière boisée d'une largeur minimale de 60 à 100 mètres doit être laissée intacte, selon la superficie des coupes adjacentes. Avec la protection des héronnières et des sites de concentration d'oiseaux aquatiques, la seule mesure concernant spécifiquement la protection de la faune en milieu boréal est de conserver des peuplements de plus de sept (7) mètres de hauteur sur au moins 30% de la superficie des unités territoriales de référence, qui sont des subdivisions des aires communes ayant au maximum 500 kilomètres carrés pour la zone de la pessière. Cette nouvelle norme, en vigueur depuis 1996, vise à assurer continuellement la présence et la

répartition des peuplements forestiers productifs sur le territoire de façon à assurer une diversité d'habitats pour la faune.

Malgré les efforts récemment entrepris, la perception générale qu'a le public de la gestion des forêts reste bien négative (MRN 1994). Dans plusieurs pays, on vise maintenant une gestion intégrée des ressources forestières qui ne se limite plus à l'unique renouvellement de la matière ligneuse. On peut citer l'exemple de la Suède qui depuis 1993 impose le maintien de la biodiversité et la production de matière ligneuse comme objectifs de gestion d'importance égale en milieu forestier (Lämas et Fries 1995). Une des façons d'atteindre ces objectifs serait de modifier les pratiques forestières de façon à ce qu'elles imitent les régimes de perturbations naturelles (superficie, distribution spatiale et période de rotation) qui ont toujours modelé la structure des écosystèmes forestiers. Comme les organismes ont dû s'ajuster à ces régimes de perturbations, on croit généralement qu'ils s'adapteraient mieux à un régime de coupes si celles-ci créaient des changements similaires aux perturbations naturelles (Hunter 1992, 1993). Pour ce faire, maintenir une hétérogénéité à différentes échelles, notamment à l'échelle des paysages, semble être l'objectif à atteindre selon plusieurs écologistes (Hunter 1990, Desgranges et Rondeau 1992, Haila *et al.* 1994). Malgré ce large consensus, le principal problème demeure encore de rendre cette idée générale applicable (Haila *et al.* 1994). En effet, alors que Hunter (1993) recommande de créer des coupes ayant une variété importante de dimensions afin d'imiter un régime de feux, Desgranges et Rondeau (1992) recommandent plutôt de limiter au minimum leur superficie afin de laisser intacte une proportion importante de forêts matures.

Il est probable que l'industrie aura toujours besoin d'un apport constant de matière première prévisible dans le temps et l'espace. Pour ce faire, des prévisions à long terme sont nécessaires afin d'atteindre une série d'objectifs. Pour que le maintien de la biodiversité et d'espèces cibles devienne un objectif réel, les biologistes devront dans un futur rapproché proposer des solutions réalistes afin de réaliser cet objectif tout en tenant compte des problèmes logistiques des compagnies forestières (Thompson 1992).

CHAPITRE III

MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Choix des stades de développement

Les peuplements d'épinettes noires localisés à partir de cartes forestières se régénérant suite à des coupes ou à des feux ont été classés en 4 stades de développement définis par la hauteur moyenne des épinettes. Les caractéristiques de chacun de ces stades sont résumées dans le tableau 1.

Tableau 1. Caractéristiques des 4 stades de développement forestiers retenus

STADE	HAUTEUR MOYENNE DES ÉPINETTES	NOMBRE TOTAL DE POINTS	
		Sites se régénérant suite à des coupes	Sites se régénérant suite à des feux
I (coupes récentes et brûlis)	<2 m (strate arbustive inférieure)	20	20
II (arbustaines)	≥2 m et <5 m (strate arbustive supérieure)	20	-
III (jeunes forêts)	≥5 m et <11 m (strate arborescente inférieure)	20	20
IV (forêts matures)	≥ 11m (strate arborescente supérieure)	-	40 (20 de 120 ans, 20 de 200 ans)

De plus, les sites dans ces 4 stades de développement devaient être accessibles rapidement au moyen de routes forestières. Tous les sites retenus étaient exempts d'habitats aquatiques, de routes ou de gravières.

3.2 Aires d'étude

Pour obtenir une chronoséquence la plus complète possible suite à des coupes et à des feux, il s'est avéré nécessaire de distribuer les sites d'inventaires dans deux zones géographiques distinctes. Dans la région, comme les secteurs de coupe les plus anciens se retrouvent dans la réserve faunique des Laurentides, la chronoséquence après coupe a été réalisée dans ce secteur. Par contre, suite aux opérations forestières qui s'y déroulent depuis les années 1920, on y retrouve très peu de forêts vierges se régénérant suite à des feux. Ces sites ont donc du être localisés au nord-ouest du Lac Saint-Jean, où on retrouve encore plusieurs peuplements d'âges variés originant de feux et peu de vieilles coupes. Le choix de sites largement dominés par l'épinette noire dans ces deux aires d'étude visait à minimiser l'influence possible de l'écart géographique sur l'abondance des espèces d'oiseaux rencontrés.

3.2.1 Sites après coupe

Les sites de stade I sont tous localisés dans le secteur du lac Belle-Rivière (figure 1) et les coupes totales y ont été réalisées entre 1985 et 1988. La plupart de ces sites ont été reboisés. Avant l'été 1993, les essences feuillues ont été éclaircies mécaniquement dans huit des vingt points, tandis que des épandages de phytocides ont été réalisés dans au moins cinq points.

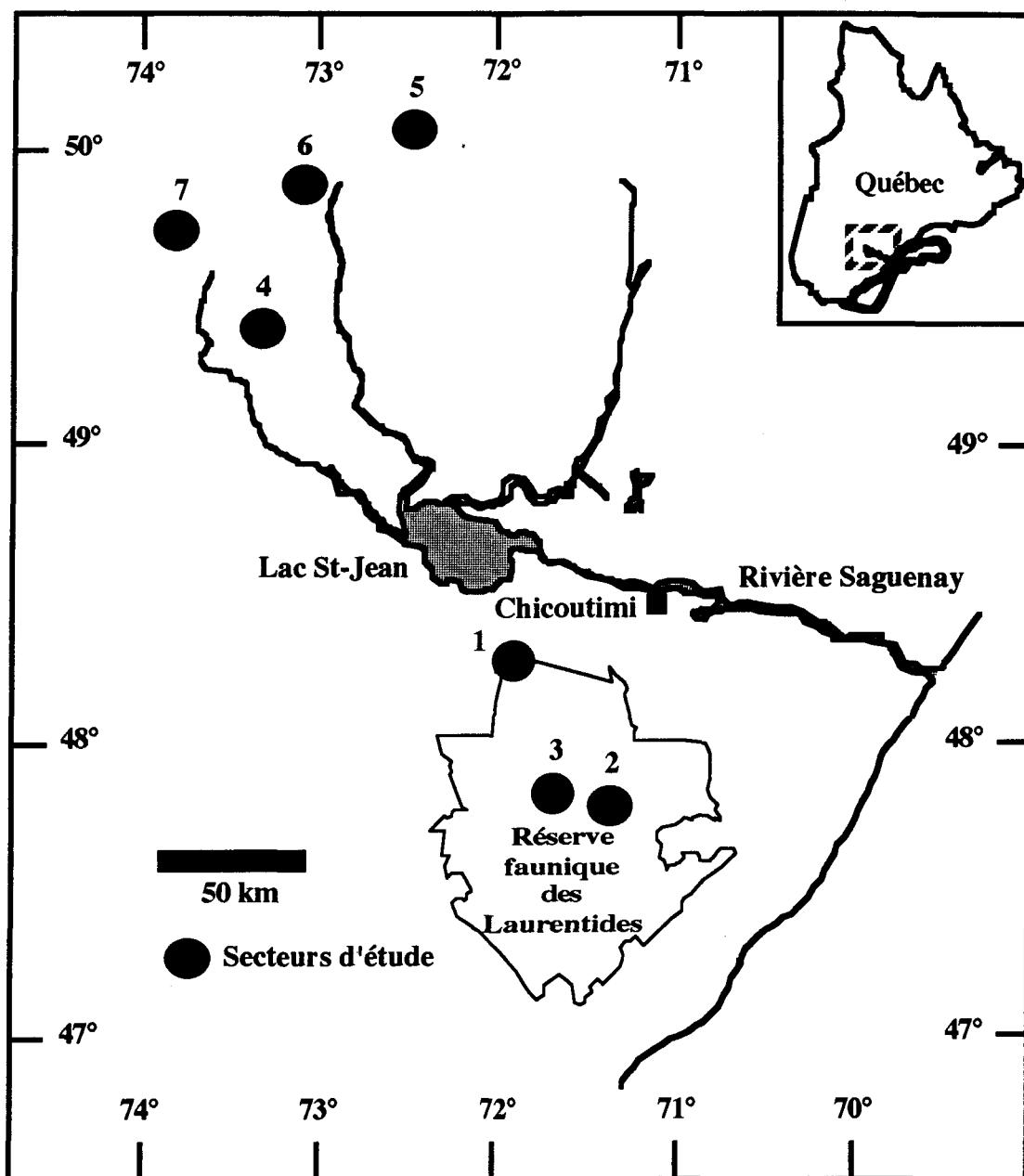
Tous les sites de stades II se trouvent dans le secteur de la jonction des routes 169 et 175. Les coupes totales y ont été réalisées entre 1970 et 1979. La plupart des points (18/20) ont subi une coupe d'éclaircie, ce qui réduit la densité du peuplement afin de favoriser une meilleure croissance des épinettes restantes.

Pour les stades III, les années de coupe n'ont pas été précisées, mais elles sont antérieures à l'inventaire forestier de 1969. Les points sont localisés dans le secteur de la jonction des routes 169 et 175 ainsi que dans le secteur de la rivière aux Écorces Nord.

3.2.2 Sites après feu

Pour le stade I, dix points ont été placés dans un brûlis datant de 1983 dans le secteur du lac Desautels et dix autres dans un brûlis de 1991 près du lac Samaqua. Pour le stade

III, dix points ont été placés dans une jeune forêt ayant brûlé en 1939 au sud du lac Desautels et dix autres dans des sites d'environ 70 ans dans le secteur du lac Samaqua. Pour le stade IV, vingt points ont été placés dans une forêt d'environ 120 ans dans le secteur du lac Dalcourt et vingt autres dans des forêts de plus de 200 ans près du lac Mitshisso. L'âge de ces forêts a été estimé à l'aide d'une dizaine de rondelles prises à la hauteur du sol sur des épinettes des secteurs d'étude. Les coordonnées géographiques de chacun des points sont présentées à l'annexe 1.



Liste des secteurs:

- 1- Lac Belle-Rivière
- 2- Jonction des routes 169 et 175
- 3- Rivière aux Écorces Nord
- 4- Lac Desautels
- 5- Lac Samaqua
- 6- Lac Dalcourt
- 7- Lac Mitshisso

Figure 1. Localisation de la région étudiée

3.3 Relevés de la végétation

Les caractéristiques de la végétation ont été notées une fois que les inventaires d'oiseaux ont été complétés dans des quadrats de 10 x 20 mètres qui ont été établis au centre de chaque point d'écoute. En raison de la forte densité de tiges dans les points de stade III (jeunes forêts), les quadrats ont été limités à 10 x 10 mètres pour ce stade. Les variables mesurées et les méthodes utilisées sont les suivantes:

- **HAUTEUR DES ÉPINETTES:** La hauteur de 5 épinettes noires représentatives du point a été estimée à l'aide d'un clinomètre dans les stades II, III et IV ou mesurée directement à l'aide d'un ruban à mesurer pour les stades I. La moyenne de ces 5 mesures était assignée comme valeur précise du point, une estimation visuelle ayant été réalisée lors du choix des sites.
- **DENSITÉ DES TIGES DE STADE II-III-IV:** Le nombre de tiges vivantes de chaque espèce pour chacune des 3 classes de hauteur a été noté, et les résultats sont présentés en termes de tiges/hectare.
- **DENSITÉ DE TIGES EN CLASSES DE DHP:** Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) de chaque tige vivante de plus de 5 mètres de hauteur à l'intérieur du quadrat a été noté. Les résultats sont présentés en termes de tiges/hectare pour chacune des classes suivantes: <10 cm, ≥10 cm et < 15 cm, ≥15 cm et < 20 cm, ≥20 cm.
- **DENSITÉ DE CHICOTS EN CLASSES DE DHP:** Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) de chaque tige morte de plus de 2 mètres de hauteur à l'intérieur du quadrat a été noté. Les résultats sont présentés en termes de tiges/hectare pour chacune des classes suivantes: <10 cm, ≥10 cm et < 15 cm, ≥15 cm et < 20 cm, ≥20 cm.
- **RECOUVREMENT DES DIFFÉRENTES STRATES:** Le recouvrement au sol de chaque strate (arborescente supérieure et inférieure, arbustive supérieure et inférieure, herbacée et muscinale) dans le quadrat a été évalué visuellement et classé dans l'une des catégories suivantes: 0 (0%), 1 (jusqu'à 1%), 2 (1-5%), 3 (6-25%), 4 (26-40%), 5 (41-60%), 6 (61-80%), 7 (81-100%).

Pour chaque stade de développement, les données provenant des 20 quadrats de végétation ont été utilisés pour calculer la moyenne de chacune de ces variables par stade.

3.4 Inventaires d'oiseaux

Les inventaires d'oiseaux ont été réalisés grâce à la méthode des points d'écoute (Verner 1985, Reynolds *et al.* 1980). Les observateurs ont noté tous les oiseaux vus et entendus à l'intérieur d'un rayon de 75 mètres durant une période de 10 minutes. L'espèce, le nombre d'individus, le comportement et la distance par rapport à l'observateur ont été notés. Tous les points d'écoute ont été visités à deux reprises par deux observateurs différents (afin de minimiser le biais dû à l'observateur) entre le 9 juin et le 5 juillet. Les sites après coupes ont été recensés en 1993, 1994 et en 1995. Bien que les équipes étaient différentes à chaque saison, au moins un même observateur a effectué les inventaires en 1993 et 1994 et un autre en 1994 et 1995 pour assurer une continuité entre les inventaires. Toutefois, pour minimiser l'effet du changement des observateurs, le nombre moyen d'individus détectés par point a été utilisé lors des analyses de comparaison entre les années. Les sites après feux ont été inventoriés au cours de l'été 1995. Vu le faible nombre de visites (2), le nombre maximal d'individus par point a été retenu lors des analyses de comparaison des sites après feu et après coupe en 1995.

La prise de données a été réalisée entre 5h00 et 9h00, en l'absence de pluie et de grand vent (>30 km/h). Lorsque deux points d'écoute étaient placés dans un même peuplement forestier, une distance minimale de 200 mètres séparait le centre de chacun des points pour éviter de compter à deux reprises les mêmes individus. Le périmètre des stations d'écoute était distant au minimum de 30 m de la route, afin de limiter l'effet de lisière. Cette technique permet d'estimer adéquatement l'abondance relative et la diversité des oiseaux dans une grande région géographique (Verner 1985).

3.5 Traitement statistique des données

3.5.1 Caractéristiques de la végétation

Pour les stades I originant de coupes et de feux, les différentes variables de la végétation ont été comparées en utilisant le test de Mann-Whitney (Scherrer 1984, Zar 1984) qui cherche à vérifier si les éléments de deux groupes, classés par ordre croissant sur

une même échelle ordinaire, occupent des positions (rangs) équivalentes révélant ainsi la similitude des deux distributions. La puissance de ce test est supérieure au test t lorsqu'on s'écarte des conditions d'application d'un test paramétrique (Scherrer 1984), ce qui est souvent le cas avec nos données. Des comparaisons similaires ont été effectuées entre les stades III et les stades IV, ce qui permet de mettre en évidence les différences et les similitudes au niveau de la végétation entre ces différentes catégories de sites.

3.5.2 Analyses de la structure des communautés aviaires

Pour quantifier la diversité des communautés aviaires de chaque stade de développement, l'indice de diversité de Shannon-Weiner (H') et l'indice de dominance de Simpson ont été calculés en suivant Scherrer (1984):

$$\text{Indice de Shannon-Weiner } H' = -\sum_{k=1}^{\text{rich}} p_k \log p_k$$

où rich est le nombre d'espèces recensées pour chaque stade et p_k la fréquence relative de la k^e espèce dans ce stade. Cet indice de diversité indique donc la façon dont les individus recensés sont répartis entre les différentes espèces pour chaque stade. Il s'agit donc d'un paramètre de dispersion au même titre que la variance l'est pour une variable quantitative. En effet, pour une même richesse totale plus la distribution de fréquence est étalée, c'est-à-dire la répartition des individus est équitable parmi les différentes espèces recensées, plus la diversité s'avère grande.

$$\text{Indice de dominance de Simpson} = \sum_{k=1}^{\text{rich}} f_k (f_k - 1) / n (n - 1)$$

où n est le nombre total d'individus recensés pour chaque stade et f_k la probabilité qu'un individu tiré au hasard appartienne à l'espèce k . La valeur de cet indice est d'autant plus élevée que la diversité est faible.

Les nombres moyens d'espèces par stade et d'individus par stade ont été comparés à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) à un critère de classification en utilisant le progiciel SYSTAT (Wilkinson 1992).

Les différentes espèces d'oiseaux recensées ont été classées en catégories de nicheurs et de migrants en suivant le classement utilisé pour les analyses du Breeding Bird Survey nord-américain, à l'exception du Grimpereau brun qui a été classé dans la catégorie des nicheurs en cavité. La liste des espèces dans chaque catégorie est présentée à l'annexe 2.

Le pourcentage de similitude entre les communautés aviaires des différents stades de développement a été calculé en utilisant l'indice de Renkonen (1938):

$$\% \text{ de similitude} = \sum \min(P_{1i}, P_{2i})$$

où P_{1i} et P_{2i} sont la proportion de l'espèce i dans les stades 1 et 2 (en %). Cet indice assez couramment utilisé en ornithologie est l'un des indices de diversité dont l'utilisation est recommandée en écologie selon les travaux de Wolda (1981). Le dendrogramme basé sur le degré de similitude des communautés aviaires a été construit en suivant la méthodologie recommandée par Cody (1974).

3.5.3 Analyses de l'utilisation de l'habitat par chacune des espèces

Pour les comparaisons de l'abondance des espèces entre les différents stades de développement forestiers, nous avons appliqué le test non-paramétrique de Kruskall-Wallis (Scherrer 1984) car les conditions de normalité n'étaient pas respectées et les comparaisons portaient sur plus de deux échantillons. Ce test permet de déterminer si les sommes des rangs des échantillons se révèlent trop disparates pour que l'hypothèse nulle d'unicité de la population d'origine des échantillons soit retenue. Dans chaque cas où l'hétérogénéité est retenue, les stades où l'abondance ne diffère pas de façon significative (tests de Wilcoxon-Mann-Withney) avec le stade présentant l'abondance maximale de l'espèce ont été considérés comme étant des stades où l'abondance de l'espèce est élevée. Les autres stades où l'espèce est présente mais qui montrent une différence significative d'abondance avec le stade présentant l'abondance maximale sont considérés comme étant des stades où l'abondance de l'espèce est faible.

Dans le cas des pics du genre *Picoides*, une analyse plus poussée a été réalisée en raison de leur faible détectabilité par la méthode des points d'écoute en utilisant les données de présence/absence de chaque stade pour effectuer des comparaisons à l'aide de la méthode exacte de Fisher (Scherrer 1984) qui est appropriée pour des échantillons à faible effectifs où il est impossible de respecter les conditions d'application d'un test de Chi-2.

Afin d'établir des relations entre les différentes espèces et les paramètres de la végétation mesurés, nous avons utilisé le logiciel SPSS-X pour effectuer des régressions logistiques de type pas à pas "forward stepwise" avec les données de présence/absence de chaque espèce répertoriée dans au moins 10 des 140 points d'écoute et les variables de la végétation. Dans le cas de données de type présence/absence, la variable dépendante ne peut avoir que deux valeurs (0 ou 1) et les conditions d'application d'une régression multiple ou d'une analyse discriminante ne sont pas respectées, ce qui fait que seule la régression logistique peut alors être employée (SPSS Inc. 1990). Sur les 22 principales variables de la végétation retenue pour cette analyse, un test de corrélation de Pearson a permis de retenir uniquement 15 d'entre elles qui ont des corrélations inférieures à 0,7. La liste de ces variables et les tests de corrélation sont présentés à l'annexe 3.

Quant au dendrogramme du chevauchement de l'habitat des différentes espèces, il a lui aussi été construit en suivant la méthodologie recommandée par Cody (1974).

3.5.4 Variabilité annuelle des populations d'oiseaux

La comparaison des données obtenues en 1993, 1994 et 1995 pour les mêmes points d'écoute situés dans la Réserve faunique des Laurentides a été réalisée à l'aide d'un test de Wilcoxon pour échantillons appariés. Ce test non-paramétrique est analogue au test de «t» pour échantillons appariés (Zar 1984). L'utilisation d'un test non-paramétrique a été rendue nécessaire puisque les conditions de normalité n'étaient manifestement pas respectées et que les échantillons étaient de petites tailles.

CHAPITRE IV

RÉSULTATS

4.1 Caractéristiques de la végétation

4.1.1 Croissance de la végétation au cours du développement forestier

Les principales caractéristiques de la physionomie de la végétation sont présentées à la figure 2. Les stades de développement sont présentés du plus jeune (I-F) au plus vieux (IV-200). Peu importe les classes de hauteur, la proportion de feuillus est toujours faible dans les peuplements inventoriés à l'exception des coupes récentes (stade I-C) où les feuillus dominent la strate arbustive supérieure (hauteur ≥ 2 et < 5 m). Chez les conifères, la strate arbustive supérieure atteint son développement maximum dans les stades II et III, la strate arborescente inférieure (hauteur ≥ 5 et < 11 m) dans les stades III tandis que la strate arborescente supérieure (hauteur ≥ 11 m) atteint son plein développement dans les stades IV et dans une moindre mesure dans les stades III.

Le nombre d'arbres vivants ou morts dans chacune des trois plus grandes classes de dhp sont présentés à la figure 3. Les arbres vivants de 10 à 20 cm de dhp ne se retrouvent pratiquement que dans les jeunes forêts ou les forêts matures, ceux de plus de 20 cm que dans les forêts matures. Les brûlis se distinguent de tous les autres stades par l'abondance de chicots, les forêts matures étant les seuls autres sites où on retrouve une quantité appréciables de chicots de grand diamètre (≥ 15 cm).

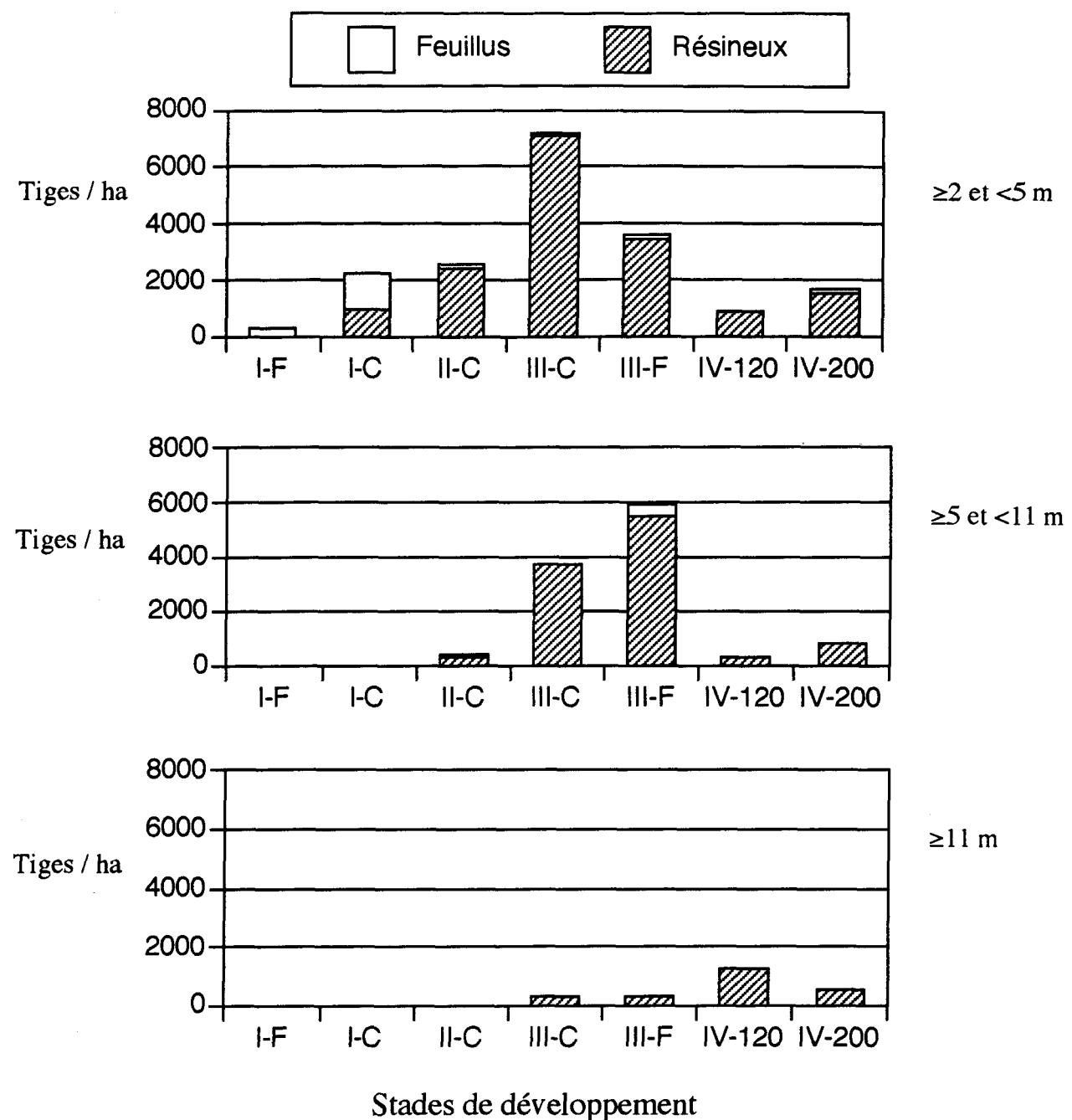


Figure 2. Nombre de tiges à l'hectare des résineux et feuillus de chaque strate $\geq 2 \text{ m}$ en fonction des divers stades de développement forestier ordonnés selon leur âge.

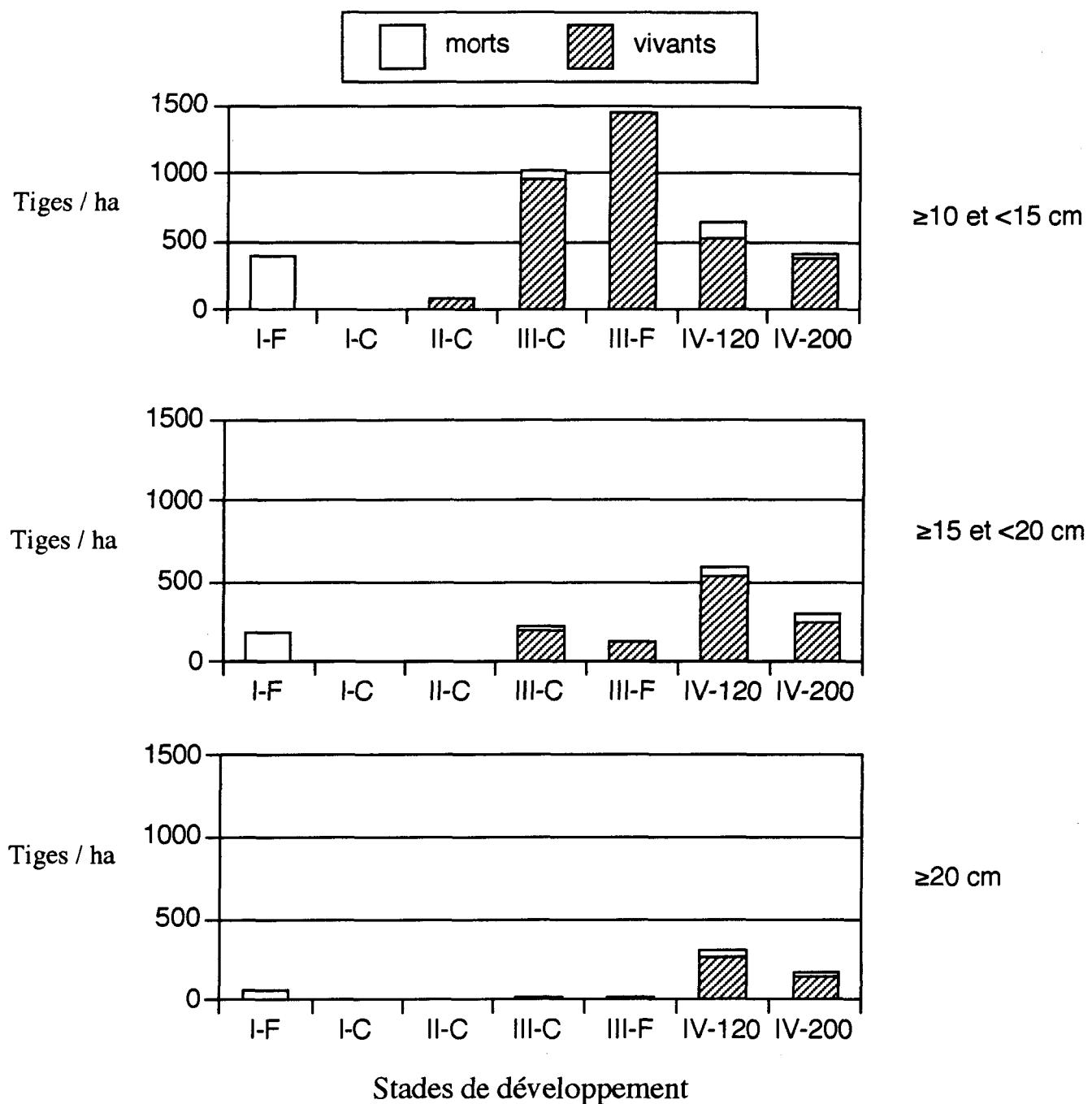


Figure 3. Nombre de tiges à l'hectare d'arbres vivants ou morts pour les trois plus grandes classes de dhp en fonction des divers stades de développement forestier ordonnés selon leur âge.

4.1.2 Comparaisons de la végétation après coupe et après feu

4.1.2.1 Stades I

Le tableau 2 présente l'ensemble des résultats obtenus pour chaque variable mesurée et les conclusions statistiques des comparaisons entre les coupes récentes et les brûlis (tests de Mann-Whitney).

Les sites choisis dans des coupes récentes se caractérisent par la plus grande taille des épinettes qui atteignent 1,3 m en moyenne comparativement à 0,4 m pour les sites sélectionnés dans des brûlis (test de Mann-Whitney, $p<0,001$). Les deux catégories de sites sont toutefois caractérisés par l'absence ou la quasi-absence de tiges vivantes dans les strates arborescentes supérieure et inférieure.

La strate arbustive supérieure est dominée par les essences feuillues (1 340 tiges/hectare en moyenne dans les coupes récentes et 287,5 tiges/hectare dans les brûlis). L'écart entre ces deux types de sites est significatif (test de Mann-Whitney, $p<0,01$) et dû principalement à un plus grand nombre de tiges de Bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) et de Cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica* L.f.) dans les coupes récentes. Ces coupes ont aussi significativement plus d'essences résineuses dans cette strate.

Les brûlis comptent toutefois nettement plus de chicots (toutes les classes de diamètres) que les sites choisis dans des coupes récentes. Aucun chicot de plus de 10 cm de diamètre à hauteur de poitrine n'a été repertorié dans les coupes alors qu'on en retrouve plus de 600 à l'hectare dans les brûlis. Ces chicots sont responsables du faible recouvrement moyen (jusqu'à 5%) des strates arborescentes qui est significativement plus élevé dans les brûlis que dans les coupes.

Dans les deux groupes de sites, le recouvrement moyen de la strate arbustive inférieure se situe dans la catégorie 5 (classe 41-60%). Le recouvrement des strates arbustive supérieure, herbacée et muscinale sont toutefois significativement plus élevés dans les sites après coupe.

Tableau 2. Principales caractéristiques de la végétation des stades I

Caractéristiques	Coupes (moyenne ± erreur type)	Brûlis (moyenne ± erreur type)	P ¹ (test unilatéral)
Hauteur moyenne des épinettes (en m)	1,3 ± 0,1	0,4 ± 0,1	p<0,001***
Nb moyen tiges vivantes/hectare strate arborescente inférieure (≥ 5 et < 11 m)			
<i>Prunus pensylvanica</i>	2,5 ± 2,5	-	ns
Total feuillus	2,5 ± 2,5	-	ns
Nb moyen tiges vivantes/hectare strate arbustive supérieure (≥ 2 et < 5 m)			
<i>Pinus banksiana</i>	-	2,5 ± 2,5	ns
<i>Picea mariana</i>	505,0 ± 138,6	-	p<0,001***
<i>Abies balsamea</i>	420,0 ± 114,7	-	p<0,001***
Total résineux	925,0 ± 155,5	2,5 ± 2,5	p<0,001***
<i>Betula papyrifera</i>	702,5 ± 231,6	157,5 ± 124,4	p<0,01**
<i>Alnus rugosa</i>	45,0 ± 45,0	37,5 ± 37,5	ns
<i>Populus tremuloides</i>	62,5 ± 21,4	25,0 ± 14,3	ns
<i>Salix sp.</i>	20,0 ± 20,0	7,5 ± 5,5	ns
<i>Sorbus americana</i>	50,0 ± 25,4	17,5 ± 11,0	ns
<i>Prunus pensylvanica</i>	460,0 ± 201,4	40,0 ± 22,2	p<0,001***
<i>Sambucus pubens</i>	-	2,5 ± 2,5	ns
Total feuillus	1340,0 ± 391,6	287,5 ± 166,5	p<0,01**
Nb moyen de tiges vivantes ≥ 5 m de DHP (en cm):			
<10 cm	2,5 ± 2,5	-	ns
≥ 10 et < 15 cm	-	-	-
≥ 15 et < 20 cm	-	-	-
≥ 20 cm	-	-	-
Nb moyen de chicots ≥ 2 m de DHP (en cm):			
<10 cm	65,0 ± 46,6	2567,5 ± 482,6	p<0,001***
≥ 10 et < 15 cm	-	402,5 ± 59,0	p<0,001***
≥ 15 et < 20 cm	-	177,5 ± 37,3	p<0,001***
≥ 20 cm	-	57,5 ± 21,5	p<0,01**
Recouvrement moyen² des différentes strates:			
Arborescente supérieure (≥ 11 m)	-	1,10 ± 0,19	p<0,001***
Arborescente inférieure (≥ 5 et < 11 m)	0,05 ± 0,05	1,45 ± 0,11	p<0,001***
Arbustive supérieure (≥ 2 et < 5 m)	2,95 ± 0,19	1,80 ± 0,19	p<0,001***
Arbustive inférieure (< 2 m)	5,05 ± 0,20	5,65 ± 0,30	ns
Herbacée	3,95 ± 0,30	2,20 ± 0,25	p<0,001***
Muscinale	4,80 ± 0,39	3,05 ± 0,27	p<0,01**

¹ Test de Mann-Whitney² Catégories: 1 (jusqu'à 1%), 2 (1 à 5%), 3 (6-25%), 4 (26-40%), 5 (41-60%), 6 (61-80%), 7 (81-100%)

4.1.2.2 Stade II

Le tableau 3 présente l'ensemble des résultats obtenus pour chaque variable de la végétation mesurée dans les points de stade II qui se régénèrent tous suite à des coupes. Ces arbustaines sont caractérisées par l'absence de tiges dans la strate arborescente supérieure et la hauteur moyenne des épinettes qui se situe à 3,1 m.

La strate arborescente inférieure est dominée par les essences résineuses mais le recouvrement moyen total de cette strate n'est que de 1 à 5% (catégorie 2). La strate arbustive supérieure est nettement dominée par l'épinette noire (2 062,5 tiges/hectare en moyenne) et le recouvrement moyen total est de 6 à 25% (catégorie 3). On y retrouve en moyenne que 155 tiges/hectare d'essences feuillues et la plupart de ces tiges sont des saules (*Salix sp.*).

Très peu d'arbres ont un diamètre à hauteur de poitrine supérieur à 15 cm et les seuls chicots présents ont généralement moins de 10 cm de dhp. Comparativement aux coupes récentes, le recouvrement moyen de la strate arbustive inférieure y est légèrement plus faible (26-40% plutôt que 41-60%); le recouvrement moyen de la strate herbacée se situe dans la même catégorie (6-25%) tandis celui de la strate muscinale augmente sensiblement pour atteindre la catégorie 6 (61-80%).

Tableau 3. Principales caractéristiques de la végétation du stade II (arbustaie)

Caractéristiques	moyenne ± erreur type
Hauteur moyenne des épinettes (en m)	3,1 ± 0,1
Nb moyen tiges vivantes/hectare strate arborescente inférieure (≥5 et <11 m)	
<i>Larix laricina</i>	17,5 ± 12,2
<i>Picea mariana</i>	190,0 ± 36,9
<i>Abies balsamea</i>	137,5 ± 35,3
Total résineux	345,0 ± 59,2
<i>Betula papyrifera</i>	2,5 ± 2,5
<i>Populus tremuloides</i>	15,0 ± 10,3
Total feuillus	17,5 ± 10,4
Nb moyen tiges vivantes/hectare strate arbustive supérieure (≥2 et <5 m)	
<i>Larix laricina</i>	25,0 ± 22,5
<i>Picea mariana</i>	2062,5 ± 467,7
<i>Abies balsamea</i>	340,0 ± 94,8
Total résineux	2427,5 ± 459,4
<i>Betula papyrifera</i>	7,5 ± 4,1
<i>Populus tremuloides</i>	35,0 ± 18,5
<i>Salix sp.</i>	112,5 ± 58,1
Total feuillus	155,0 ± 62,8
Nb moyen de tiges vivantes ≥5 m de DHP (en cm):	
<10 cm	275,0 ± 53,0
≥10 et <15 cm	82,5 ± 23,0
≥15 et <20 cm	2,5 ± 2,5
≥20 cm	2,5 ± 2,5
Nb moyen de chicots ≥2 m de DHP (en cm):	
<10 cm	17,5 ± 9,1
≥10 et <15 cm	0,0 ± 0,0
≥15 et <20 cm	2,5 ± 2,5
≥20 cm	-
Recouvrement moyen ¹ des différentes strates:	
Arborescente supérieure (≥11 m)	-
Arborescente inférieure (≥5 et <11 m)	2,20 ± 0,23
Arbustive supérieure (≥2 et <5 m)	3,65 ± 0,11
Arbustive inférieure (<2 m)	4,20 ± 0,23
Herbacée	3,85 ± 0,23
Muscinale	6,00 ± 0,26

¹ Catégories: 1 (jusqu'à 1%), 2 (1 à 5%), 3 (6-25%), 4 (26-40%), 5 (41-60%), 6 (61-80%), 7 (81-100%)

4.1.2.3 Stades III

Le tableau 4 présente l'ensemble des résultats obtenus pour chaque variable mesurée et les conclusions statistiques des comparaisons entre les sites se régénérant suite à des coupes et les sites se régénérant suite à des feux (tests de Mann-Whitney).

Les sites après feu se caractérisent par la plus grande taille des épinettes atteignant 8,7 m en moyenne comparativement à 6,8 m pour les sites après coupe. Les deux catégories de sites ne présentent toutefois aucune différence significative au niveau de la strate arborescente supérieure qui est dominée par l'épinette noire.

Les sites après feu se distinguent par une plus grande densité moyenne de tiges d'épinette noire dans la strate arborescente inférieure et une faible densité moyenne de sapin baumier. Les feuillus sont absents de cette strate dans les sites après coupe alors qu'on en retrouve 405,0 tiges/hectare en moyenne dans les sites après feu. Le recouvrement moyen des essences de cette strate atteint la catégorie 5 (41-60%) pour les sites après feu alors qu'il se situe dans la catégorie 3 (6-25%) pour les sites après coupe (test de Mann-Whitney, $p<0,01$).

Au niveau de la strate arbustive supérieure, la densité d'épinette noire est plus grande dans les sites après coupe et il en est de même pour la densité de sapin baumier. Le total de tiges d'essences feuillues est toutefois plus élevé dans les sites se régénérant suite à des feux en raison de la plus grande abondance de bouleau à papier et de saules. Le recouvrement moyen des strates arbustives se situe dans la catégorie 3 (6-25%) pour tous les sites.

Les tiges vivantes de moins de 10 cm de dhp sont plus nombreuses dans les sites après feu de même que les tiges entre 10 et 15 cm de dhp. Le nombre de chicots dans cette classe, bien que faible, est toutefois significativement plus élevé dans les sites après coupe.

Le recouvrement moyen de la strate herbacée est significativement plus élevé pour les sites après coupe tandis que le recouvrement de la strate muscinale est significativement plus élevé pour les sites après feu.

Tableau 4. Principales caractéristiques de la végétation des stades III (jeunes forêts)

Caractéristiques	Sites après coupe (moyenne ± erreur type)	Sites après feu (moyenne ± erreur type)	p ¹ (test unilatéral)
Hauteur moyenne des épinettes (en m)	$6,8 \pm 0,2$	$8,7 \pm 0,2$	p<0,001***
Nb moyen tiges vivantes/hectare strate arborescente supérieure (≥ 11 m)			
<i>Larix laricina</i>	$25,0 \pm 20,4$	-	ns
<i>Picea mariana</i>	$280,0 \pm 85,6$	$265,0 \pm 83,4$	ns
<i>Abies balsamea</i>	$22,5 \pm 11,7$	$25,0 \pm 16,0$	ns
Total résineux	$327,5 \pm 86,7$	$290,0 \pm 89,7$	ns
<i>Populus tremuloides</i>	-	$5,0 \pm 5,0$	ns
<i>Salix sp.</i>	-	$20,0 \pm 20,0$	ns
Total feuillus	-	$25,0 \pm 20,4$	ns
Nb moyen tiges vivantes/hectare strate arborescente inférieure (≥ 5 et < 11 m)			
<i>Larix laricina</i>	$40,0 \pm 22,2$	-	ns
<i>Picea mariana</i>	$3117,5 \pm 510,6$	$5495,0 \pm 593,9$	p<0,01**
<i>Abies balsamea</i>	$572,5 \pm 139,6$	$20,0 \pm 20,0$	p<0,001***
Total résineux	$3730,0 \pm 457,1$	$5515,0 \pm 590,3$	p<0,05*
<i>Betula papyrifera</i>	-	$185,0 \pm 110,6$	p<0,01**
<i>Populus tremuloides</i>	-	$165,0 \pm 85,0$	ns
<i>Salix sp.</i>	-	$55,0 \pm 22,3$	ns
Total feuillus	-	$405,0 \pm 139,6$	p<0,001***
Nb moyen tiges vivantes/hectare strate arbustive supérieure (≥ 2 et < 5 m)			
<i>Picea mariana</i>	$5767,5 \pm 1173,4$	$3415,0 \pm 746,0$	p<0,05*
<i>Abies balsamea</i>	$1355,0 \pm 305,6$	$5,0 \pm 5,0$	p<0,001***
Total résineux	$7122,5 \pm 1039,7$	$3420,0 \pm 745,7$	p<0,001***
<i>Betula papyrifera</i>	$5,0 \pm 5,0$	$115,0 \pm 44,3$	p<0,05*
<i>Salix sp.</i>	$5,0 \pm 5,0$	$80,0 \pm 33,7$	p<0,05*
<i>Amelanchier sp.</i>	-	$20,0 \pm 11,7$	ns
Total feuillus	$10,0 \pm 6,9$	$215,0 \pm 62,5$	p<0,001***
Nb moyen de tiges vivantes ≥ 5 m de DHP:			
≥ 10 cm	$2887,5 \pm 476,0$	$4660,0 \pm 628,0$	p<0,05*
≥ 10 et < 15 cm	$957,5 \pm 81,0$	$1440,0 \pm 140,6$	p<0,01**
≥ 15 et < 20 cm	$200,0 \pm 42,3$	$125,0 \pm 35,4$	ns
≥ 20 cm	$12,5 \pm 7,1$	$10,0 \pm 10,0$	ns
Nb moyen de chicos ≥ 2 m de DHP:			
≥ 10 cm	$1080,0 \pm 251,7$	$1485,0 \pm 288,7$	ns
≥ 10 et < 15 cm	$57,5 \pm 22,1$	-	p<0,05*
≥ 15 et < 20 cm	$15,0 \pm 8,2$	$5,0 \pm 5,0$	ns
≥ 20 cm	$5,0 \pm 5,0$	-	ns

¹ Test de Mann-Whitney.

Tableau 4 (suite). Principales caractéristiques de la végétation des stades III (jeunes forêts)

Caractéristiques	Sites après coupe (moyenne \pm erreur type)	Sites après feu (moyenne \pm erreur type)	P ¹ (test unilatéral)
Recouvrement moyen² des différentes strates:			
Arborescente supérieure (≥ 11 m)	1,15 \pm 0,18	1,55 \pm 0,30	ns
Arborescente inférieure (≥ 5 et < 11 m)	3,95 \pm 0,15	5,00 \pm 0,25	p<0,01**
Arbustive supérieure (≥ 2 et < 5 m)	3,55 \pm 0,17	3,15 \pm 0,18	ns
Arbustive inférieure (< 2 m)	3,15 \pm 0,15	3,45 \pm 0,37	ns
Herbacée	2,55 \pm 0,20	1,30 \pm 0,13	p<0,001***
Muscinale	6,30 \pm 0,21	7,00 \pm 0,00	p<0,01**

¹ Test de Mann-Whitney.

² Catégories: 1 (jusqu'à 1%), 2 (1 à 5%), 3 (6-25%), 4 (26-40%), 5 (41-60%), 6 (61-80%), 7 (81-100%)

4.1.2.4 Stades IV

Le tableau 5 présente l'ensemble des résultats obtenus pour chaque variable mesurée dans les forêts matures et les conclusions statistiques des comparaisons entre les sites de 120 ans et ceux d'environ 200 ans (tests de Mann-Whitney). La hauteur moyenne des épinettes (15,4 et 15,5 m) ne varie pas significativement entre ces deux catégories de sites. La strate arborescente supérieure des sites de 120 ans se caractérise par un nombre plus élevé de tiges d'épinette noire comparativement aux sites de 200 ans. Par contre, les sites plus âgés présentent en moyenne une plus grande densité d'épinettes noires dans la strate arborescente inférieure. Les données de recouvrement de ces strates abondent dans le même sens, la densité de tiges de sapin baumier ou de feuillus étant très faibles dans ces strates pour tous les sites échantillonnés. La strate arbustive supérieure des sites de 200 ans se distingue par une plus grande densité de tiges d'épinettes noires. Le total de tiges d'essences feuillues, bien que faible pour tous les sites est significativement plus élevé pour les sites de 200 ans dans la strate arbustive supérieure.

Tableau 5. Principales caractéristiques de la végétation des stades IV (forêts matures)

Caractéristiques	Forêt 120 ans (moyenne ± erreur type)	Forêt 200 ans (moyenne ± erreur type)	p ¹ (test unilatéral)
Hauteur moyenne des épinettes (en m)	$15,4 \pm 0,4$	$15,5 \pm 0,3$	ns
Nb moyen tiges vivantes/hectare strate arborecente supérieure (≥ 11 m)			
<i>Pinus banksiana</i>	$2,5 \pm 2,5$	$0,0 \pm 0,0$	ns
<i>Larix laricina</i>	$2,5 \pm 2,5$	$0,0 \pm 0,0$	ns
<i>Picea mariana</i>	$1212,5 \pm 107,5$	$487,5 \pm 48,0$	p<0,001***
<i>Abies balsamea</i>	$12,5 \pm 6,2$	$20,0 \pm 7,6$	ns
Total résineux	$1230,0 \pm 105,2$	$507,5 \pm 46,8$	p<0,001***
<i>Betula papyrifera</i>	$0,0 \pm 0,0$	$2,5 \pm 2,5$	ns
<i>Populus tremuloides</i>	$10,0 \pm 6,9$	$0,0 \pm 0,0$	ns
Total feuillus	$10,0 \pm 6,9$	$2,5 \pm 2,5$	ns
Nb moyen tiges vivantes/hectare strate arborecente inférieure (≥ 5 et < 11 m)			
<i>Picea mariana</i>	$270,0 \pm 56,9$	$765,0 \pm 130,6$	p<0,01**
<i>Abies balsamea</i>	$72,5 \pm 22,5$	$25,0 \pm 9,9$	ns
Total résineux	$342,5 \pm 60,2$	$790,0 \pm 130,1$	p<0,01**
<i>Betula papyrifera</i>	$10,0 \pm 6,9$	$2,5 \pm 2,5$	ns
Total feuillus	$10,0 \pm 6,9$	$2,5 \pm 2,5$	ns
Nb moyen tiges vivantes/hectare strate arbustive supérieure (≥ 2 et < 5 m)			
<i>Picea mariana</i>	$567,5 \pm 102,9$	$1337,5 \pm 131,0$	p<0,001***
<i>Abies balsamea</i>	$287,5 \pm 135,3$	$162,5 \pm 77,8$	ns
Total résineux	$855,0 \pm 172,5$	$1500,0 \pm 134,5$	p<0,001***
<i>Betula papyrifera</i>	$10,0 \pm 5,8$	$5,0 \pm 3,4$	ns
<i>Alnus rugosa</i>	$12,5 \pm 12,5$	$107,5 \pm 66,3$	ns
<i>Salix sp.</i>	$2,5 \pm 2,5$	$45,0 \pm 14,5$	p<0,05*
<i>Amelanchier sp.</i>	$0,0 \pm 0,0$	$5,0 \pm 3,4$	ns
<i>Sorbus americana</i>	$0,0 \pm 0,0$	$2,5 \pm 2,5$	ns
Total feuillus	$25,0 \pm 17,6$	$165,0 \pm 71,3$	p<0,01**
Nb moyen de tiges vivantes ≥ 5 m de DHP:			
<10 cm	$270,0 \pm 39,0$	$545,0 \pm 93,0$	p<0,05*
≥ 10 et < 15 cm	$525,0 \pm 59,8$	$372,5 \pm 62,2$	p<0,05*
≥ 15 et < 20 cm	$532,5 \pm 65,5$	$247,5 \pm 33,7$	p<0,001***
≥ 20 cm	$267,5 \pm 36,1$	$137,5 \pm 25,4$	p<0,01**
Nb moyen de chichots ≥ 2 m de DHP:			
<10 cm	$340,0 \pm 51,1$	$92,5 \pm 23,6$	p<0,001***
≥ 10 et < 15 cm	$117,5 \pm 23,9$	$35,0 \pm 11,5$	p<0,001***
≥ 15 et < 20 cm	$57,5 \pm 12,7$	$57,5 \pm 16,7$	ns
≥ 20 cm	$35,0 \pm 10,9$	$22,5 \pm 9,9$	ns

¹ Test de Mann-Whitney.

Tableau 5 (suite). Principales caractéristiques de la végétation des stades IV (forêts matures)

Caractéristiques	Forêt 120 ans (moyenne \pm erreur type)	Forêt 200 ans (moyenne \pm erreur type)	p¹ (test unilatéral)
Recouvrement moyen² des différentes strates:			
Arborescente supérieure (≥ 11 m)	$3,95 \pm 0,15$	$2,85 \pm 0,08$	p<0,001***
Arborescente inférieure (≥ 5 et < 11 m)	$2,40 \pm 0,13$	$2,90 \pm 0,14$	p<0,05*
Arbustive supérieure (≥ 2 et < 5 m)	$2,70 \pm 0,19$	$3,20 \pm 0,12$	p<0,05*
Arbustive inférieure (< 2 m)	$5,25 \pm 0,16$	$6,20 \pm 0,20$	p<0,001***
Herbacée	$2,85 \pm 0,15$	$2,60 \pm 0,18$	ns
Muscinale	$7,00 \pm 0,00$	$6,95 \pm 0,05$	ns

¹ Test de Mann-Whitney.

² Catégories: 1 (jusqu'à 1%), 2 (1 à 5%), 3 (6-25%), 4 (26-40%), 5 (41-60%), 6 (61-80%), 7 (81-100%)

La densité des tiges vivantes des classes de diamètre supérieur à 10 cm à hauteur de poitrine et des chicots inférieurs à 15 cm de dhp sont toutes significativement supérieures pour les sites de 120 ans (tests de Wilcoxon-Mann-Withney, p<0,05). Seuls les brûlis ont une densité plus grande de chicots supérieurs à 15 cm de dhp que dans ces forêts matures, tandis que ces dernières sont les seuls sites où l'on retrouve une densité appréciable de tiges vivantes ayant un dhp qui excède 15 cm.

Le recouvrement moyen de la strate arbustive inférieure est significativement plus élevé dans les sites de 200 ans (test de Wilcoxon-Mann-Withney, p<0,05), mais les strates herbacée et muscinale sont semblables pour les deux catégories de sites.

4.2 Espèces d'oiseaux détectées

En éliminant les espèces détectées à plus de 75 mètres de l'observateur ou en vol au-dessus des arbres et qui ne sont pas considérées comme associées à l'habitat inventorié, un total de 39 espèces ont été recensées parmi les 140 points d'écoute. Les résultats des inventaires sont présentés au tableau 6. Pour chaque espèce, le nombre maximal d'individus recensés lors des deux visites a été retenu comme valeur du point pour les analyses qui suivent.

Tableau 6. Moyenne et erreur-type du nombre maximal d'individus détectés par point d'écoute en 1995 dans les stades de développement inventoriés

ESPÈCES	STADES DE DÉVELOPPEMENT						120 ans	200 ans
	I-F	I-C	II-C	III-F	III-C	IV-F		
Crècerelle d'Amérique	0,15 ± 0,11	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Tétras du Canada	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0
Pic tridactyle	0,10 ± 0,10	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0,15 ± 0,15	0,05 ± 0,05	0,05 ± 0,05
Pic à dos noir	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0,05 ± 0,05
Picoides sp.	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0,05 ± 0,05	0,05 ± 0,05
Picoides (total)	0,20 ± 0,12	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0,20 ± 0,16	0,15 ± 0,08	
Pic flamboyant	0 ± 0	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Moucherolle à ventre jaune	0 ± 0	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0,15 ± 0,08	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0
Moucherolle des aulnes	0,10 ± 0,07	0,50 ± 0,14	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Moucherolle tchèbec	0 ± 0	0 ± 0	0,10 ± 0,10	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Hirondelle bicolore	0,10 ± 0,10	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Geai du Canada	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0,25 ± 0,12	0,10 ± 0,07	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0
Mésange à tête noire	0 ± 0	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Mésange à tête brune	0 ± 0	0 ± 0	0,10 ± 0,10	0,15 ± 0,08	0,20 ± 0,12	0,60 ± 0,18	0,25 ± 0,12	
Grimpereau brun	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0,25 ± 0,10	0,30 ± 0,11	
Troglodyte des forêts	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0,10 ± 0,07	0,15 ± 0,08	0,30 ± 0,11	0,30 ± 0,11	
Roitelet à couronne dorée	0 ± 0	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0,55 ± 0,15	0,35 ± 0,13	1,05 ± 0,14	0,40 ± 0,11	
Roitelet à couronne rubis	0 ± 0	0,10 ± 0,07	0,95 ± 0,19	0,70 ± 0,15	0,80 ± 0,17	0,30 ± 0,11	0,60 ± 0,13	
Roitelet sp.	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	
Merle-bleu de l'Est	0,10 ± 0,07	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Grive à dos olive	0 ± 0	0,40 ± 0,13	0,25 ± 0,10	0,15 ± 0,08	0,55 ± 0,17	0,10 ± 0,07	0,10 ± 0,07	
Grive solitaire	0,70 ± 0,16	0,15 ± 0,08	0,10 ± 0,07	0,25 ± 0,12	0,15 ± 0,08	0,30 ± 0,13	0,35 ± 0,11	
Merle d'Amérique	0,15 ± 0,11	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Jaseur des cèdres	0,70 ± 0,39	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Viréo de Philadelphie	0 ± 0	0,10 ± 0,07	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Viréo aux yeux rouges	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Paruline obscure	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	
Paruline à joues grises	0 ± 0	0,85 ± 0,22	0,40 ± 0,13	0,70 ± 0,16	0,15 ± 0,11	0 ± 0	0 ± 0	
Paruline à tête cendrée	0,05 ± 0,05	0,50 ± 0,14	0,25 ± 0,10	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0,05 ± 0,05	
Paruline à croupion jaune	0,10 ± 0,07	0,05 ± 0,05	0,65 ± 0,18	0,90 ± 0,14	0,75 ± 0,14	0,85 ± 0,15	0,95 ± 0,19	
Paruline à poitrine baie	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Paruline rayée	0 ± 0	0 ± 0	0,80 ± 0,19	0 ± 0	0,35 ± 0,13	0 ± 0	0 ± 0	
Paruline triste	0 ± 0	0,15 ± 0,08	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Paruline masquée	0,05 ± 0,05	0,50 ± 0,20	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Paruline à calotte noire	0,10 ± 0,07	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Paruline sp.	0 ± 0	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0,10 ± 0,10	0 ± 0	0 ± 0	
Bruant fauve	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0,50 ± 0,15	0 ± 0	0 ± 0	
Bruant de Lincoln	0 ± 0	0,60 ± 0,20	0,15 ± 0,08	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Bruant à gorge blanche	2,00 ± 0,31	2,60 ± 0,29	1,25 ± 0,18	0,10 ± 0,07	0,30 ± 0,13	0,05 ± 0,05	0,15 ± 0,08	
Junco ardoisé	0,90 ± 0,14	0,45 ± 0,24	1,05 ± 0,15	0,70 ± 0,11	0,55 ± 0,14	0,80 ± 0,20	1,05 ± 0,20	
Bruant sp.	0 ± 0	0,05 ± 0,05	0,05 ± 0,05	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Quiscale rouilleux	0 ± 0	0,10 ± 0,10	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	
Bec-croisé à ailes blanches	0 ± 0	0 ± 0	1,75 ± 0,51	0,55 ± 0,26	1,35 ± 0,29	0,15 ± 0,26	0,85 ± 0,43	
Chardonneret des pins	0 ± 0	0 ± 0	0,75 ± 0,19	0,10 ± 0,10	1,15 ± 0,24	0,10 ± 0,07	0,15 ± 0,11	
Total d'espèces détectées	17	15	22	16	17	16	15	
Total d'individus détectés	110	143	181	109	153	104	113	

4.3 Structure des communautés aviaires

Dans cette section, les observations du Bec-croisé à ailes blanches et du Chardonneret des pins qui sont des espèces irruptives abondantes localement ont été exclues des analyses.

4.3.1 Diversité, richesse et abondance des oiseaux

Les informations concernant la diversité, la richesse et l'abondance des oiseaux sont résumées dans le tableau 7.

Tableau 7. Diversité, richesse et abondance des oiseaux dans chacun des stades de développement étudiés

STADES ¹	Espèces/point	Individus/point	Diversité	Dominance de	Total d'espèces
	(moyenne ±erreur-type)	(moyenne ±erreur-type)	Shannon- Weiner	Simpson C	détectées
I-F	3,40 ± 0,34	5,50 ± 0,75	0,89	0,19	17
I-C	4,40 ± 0,32	7,15 ± 0,57	0,93	0,17	15
II-C	5,00 ± 0,32	6,55 ± 0,38	1,04	0,11	22
III-C	4,15 ± 0,34	5,15 ± 0,48	1,06	0,09	17
III-F	4,20 ± 0,43	4,80 ± 0,52	1,00	0,11	16
IV-F 120 ans	4,00 ± 0,38	4,95 ± 0,51	0,97	0,12	16
IV-F 200 ans	3,95 ± 0,35	4,65 ± 0,46	0,95	0,13	15

¹ -F= sites se régénérant suite à des feux, -C= sites se régénérant suite à des coupes

Une analyse de variance à un critère de classification (ANOVA) a été effectuée pour vérifier si la moyenne d'espèces détectées par point varie entre les divers stades de développement. Ces différences se sont révélées non-significatives au seuil de 5% ($p=0,094$). Par contre, le nombre moyen d'individus par point varie de façon significative entre les stades (ANOVA à un critère de classification, $p=0,006$). L'abondance des oiseaux dans le stade I se régénérant suite à des coupes est en effet significativement plus élevée que dans le stade III-F ainsi que dans le stade IV de 200 ans se régénérant suite à des feux (test H.S.D. de Tukey, $p<0,05$).

Les indices de diversité de Shannon-Weiner et de concentration de Simpson ne présentent pas une grande variabilité entre les différents stades de développement. On peut toutefois remarquer que les stades I présentent une plus faible diversité (indice Shannon $\leq 0,93$) et une plus grande dominance (indice de Simpson $\geq 0,17$) que les autres stades. La richesse se situe entre 14 et 17 espèces pour tous les stades excepté le stade II où elle atteint 20 espèces.

4.3.2 Abondance relative des différentes catégories de nicheurs

La figure 4 a été obtenue en classant chaque individu détecté pour chacun des stades dans l'une des trois catégories de nicheurs qui suivent: nicheur au sol, dans les arbres ou dans des cavités.

La majorité des oiseaux détectés dans les brûlis ou dans les coupes récentes (stades I) sont des espèces nichant au sol. Cette proportion est plus faible dans les autres stades de développement. Des arbustaires (stade II) aux forêts matures (stades IV), la proportion des espèces nichant dans des arbres atteint toujours de 45% à 50% du total. Les espèces nichant dans des cavités sont une composante importante de l'avifaune (plus de 10% du total) uniquement dans les forêts matures (stades IV) et les brûlis (stade I-F).

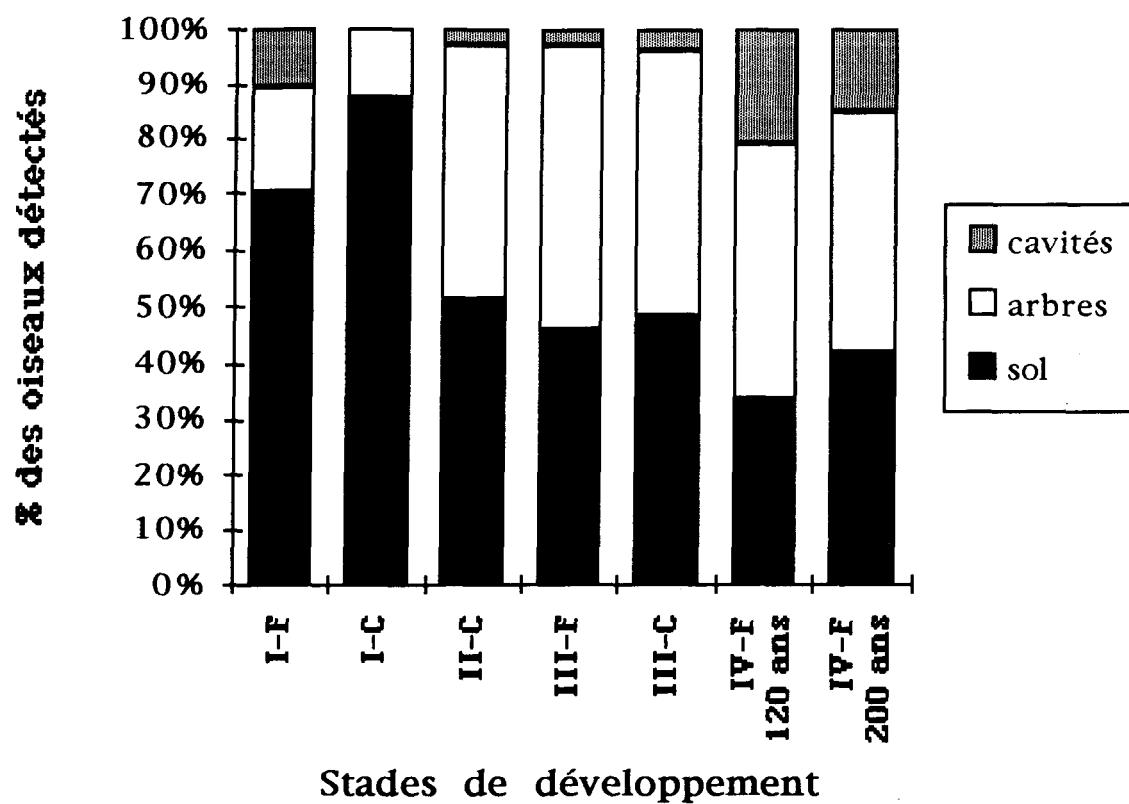


Figure 4. Abondance relative des espèces nichant au sol, dans les arbres et dans des cavités en fonction des divers stades de développement (F= sites après feu, C= sites après coupe)

4.3.3 Abondance relative des espèces migratrices et résidentes

La figure 5 a été obtenue en classant chaque individu détecté pour chacun des stades dans l'une des trois catégories qui suivent: migrants de courte distance (sud du Canada, États-Unis), migrants néotropicaux (migrer partir du Mexique) et résidents.

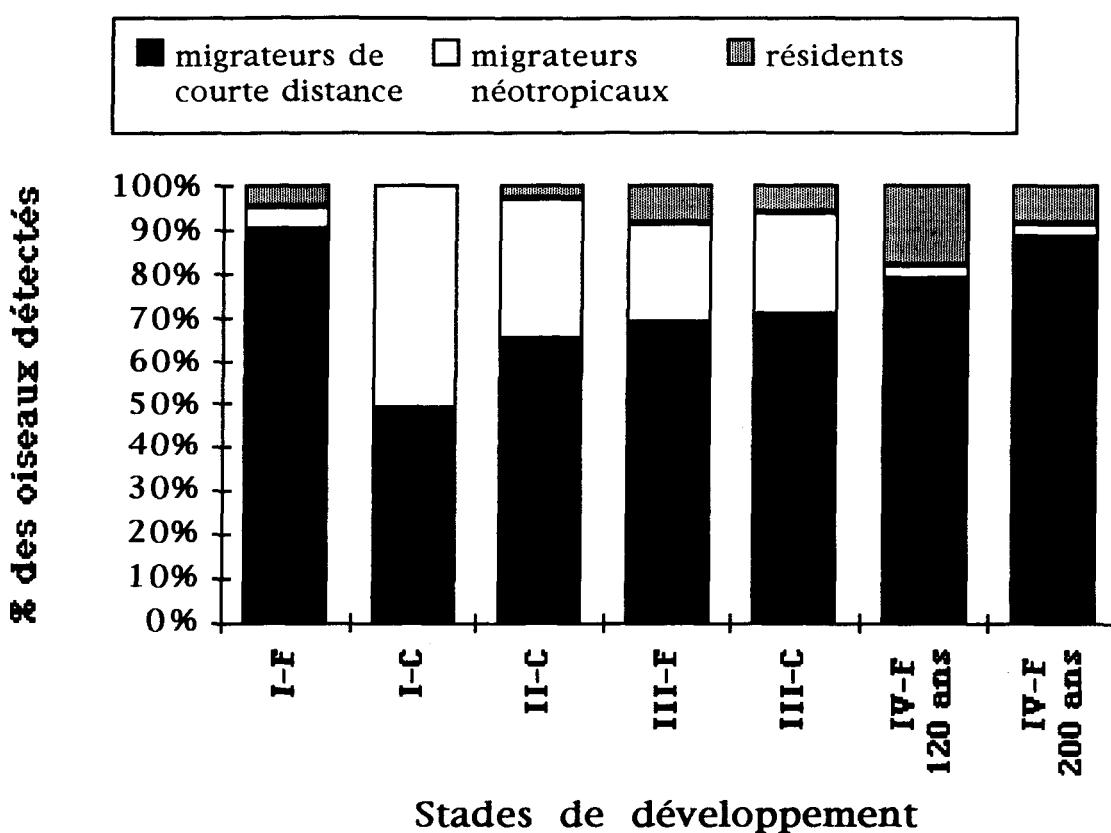


Figure 5. Abondance relative des espèces migratrices et résidentes en fonction des divers stades de développement (F= sites après feu, C= sites après coupe)

Dans cette figure, on peut remarquer que l'abondance des migrants néotropicaux (principalement le Moucherolle des aulnes, la Paruline à joues grises, la Paruline à tête cendrée, la Paruline masquée et le Bruant de Lincoln) est maximale dans les coupes récentes (stade I-C), puis décroît tout au long des stades de développement pour devenir presque nulle dans les forêts matures (stades IV). Celles-ci sont composées principalement de migrants de courte distance (principalement le Roitelet à couronne rubis, le Roitelet à couronne dorée, la Paruline à croupion jaune, le Bruant à gorge blanche et le Junco ardoisé) et d'une proportion appréciable de résidents (notamment le Pic tridactyle, le Geai du Canada et la Mésange à tête brune). Les brûlis (stade I-F) ont une composition d'espèces similaire à ces forêts matures (stades IV), bien que plusieurs espèces se nourrissant dans le feuillage des arbres soient absentes.

4.3.4 Similitude des communautés aviaires

Afin de quantifier les similitudes entre les communautés aviaires des différents stades, un tableau du degré de similitude selon l'indice de Renkonen a pu être réalisé pour chaque groupe de stades pris 2 à 2 (Tableau 8).

Tableau 8. Pourcentage de similitude des communautés aviaires selon l'indice de Renkonen entre les divers stades de développement

STADES*	I-F	I-C	II-C	III-F	III-C	IV-F	IV-F
						120 ans	200 ans
I-F	100						
I-C	49,1	100					
II-C	42,4	45,8	100				
III-F	24,6	27,6	55,7	100			
III-C	23,2	25,9	53,4	66,2	100		
IV-120 ans	28,7	13,5	40,4	64,7	52,3	100	
IV-200 ans	32,7	16,9	49,1	69,5	61,4	74,6	100

*F= sites se régénérant suite à des feux, C= sites se régénérant suite à des coupes

Un dendrogramme élaboré à partir des valeurs de l'indice de similitude de Renkonen entre les communautés aviaires des divers stades de développement montre que les communautés se divisent en deux groupes distincts (Figure 6): (1) les communautés des

milieux ouverts (stades I) dominées par le Bruant à gorge blanche et le Junco ardoisé (36,7% et 10,8% des individus détectés) et (2) les communautés des milieux arbustifs ou forestiers (stades II-III-IV) dominés par le Junco ardoisé (16,1%), la Paruline à croupion jaune (15,9%) et le Roitelet à couronne rubis (13,0%). L'origine des peuplements (coupe/feu) semble n'avoir joué qu'un rôle mineur dans la classification des stades au sein de ce dendrogramme. Un total de 9 espèces sur les 25 détectées dans le groupe 1 et 12 des 28 espèces du groupe 2 étaient exclusives à leur groupe.

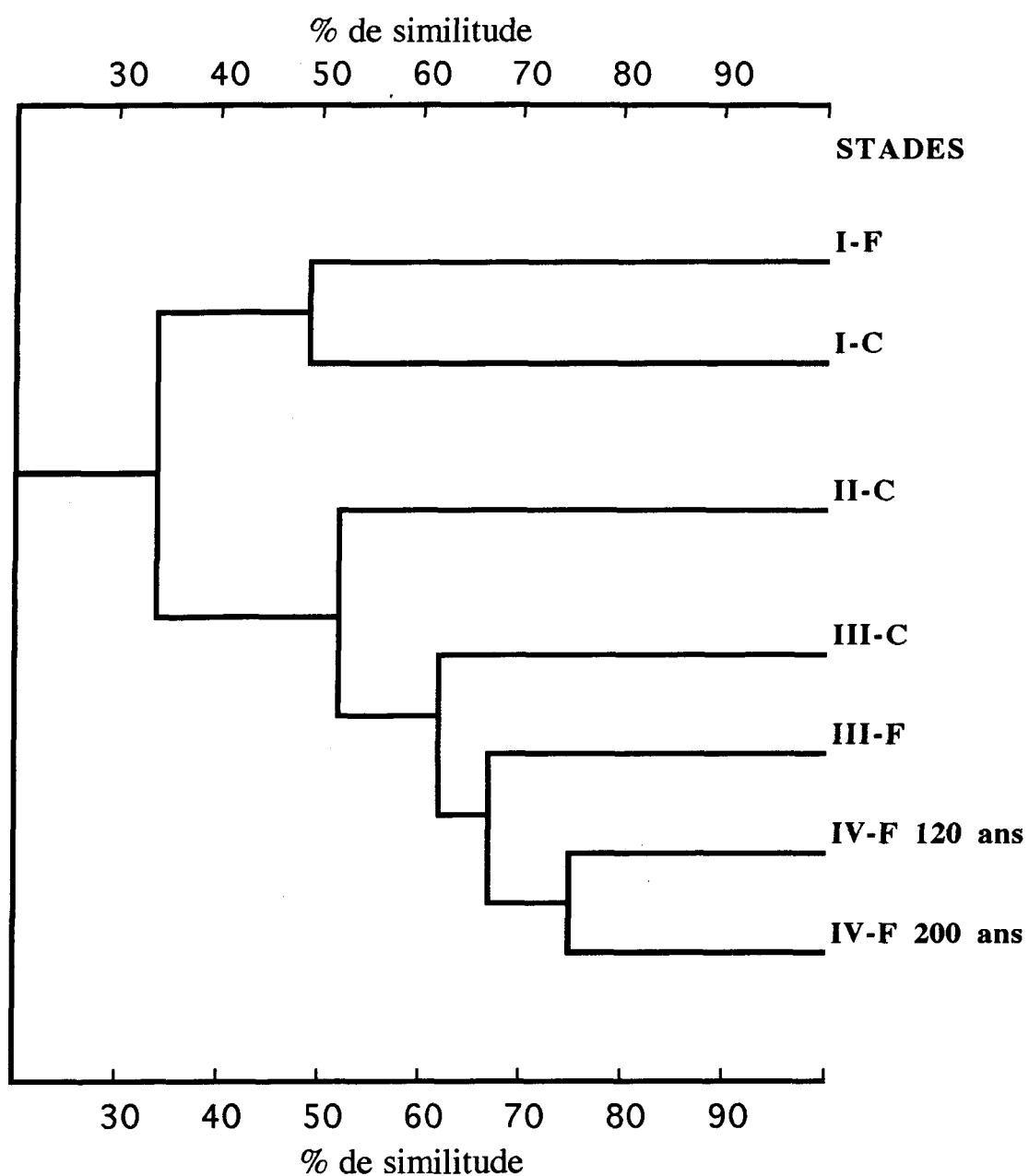


Figure 6. Dendrogramme basé sur le degré de similitude des communautés aviaires des sept stades de développement étudiés (F= sites après feu, C= sites après coupe)

4.4 Utilisation de l'habitat par chacune des espèces

Cette section contient pour chaque espèce les résultats comparatifs de l'abondance entre les stades de développement forestier, les relations observées avec les caractéristiques de la végétation et le degré de chevauchement de l'habitat de nidification avec celui des autres espèces.

4.4.1 Comparaison de l'abondance des espèces entre les stades de développement forestier

En utilisant pour chaque stade la moyenne du nombre maximal d'individus détectés pour chaque point (tableau 6), les résultats des tests de Kruskall-Wallis (tableau 9) permettent de démontrer que 21 espèces d'oiseaux n'utilisent pas de façon homogène les sept stades de développement inventoriés. Dans chacun de ces cas, les stades où l'abondance ne diffère pas de façon significative (test de Wilcoxon-Mann-Withney) avec le stade présentant l'abondance maximale de l'espèce sont considérés comme étant des stades où l'abondance de l'espèce est élevée. Les autres stades où l'espèce est présente mais qui ont une différence significative d'abondance comparativement avec le stade présentant l'abondance maximale de l'espèce sont considérés comme étant des stades où l'abondance de l'espèce est faible. Les stades non-utilisés par ces espèces sont aussi indiqués.

Comme la méthode des points d'écoute se prête mal au recensement des différentes espèces de pics et que les deux espèces du genre *Picoides* ont des cris semblables difficiles à distinguer sur le terrain, les observations impliquant l'une ou l'autre de ces deux espèces ont été regroupées. Pour ce groupe, le test de Kruskall-Wallis est presque significatif ($p=0,067$). Ces pics étaient présents dans 8 des 60 points de stades IV (120 et 200 ans) et des brûlis (I-C) mais étaient absents dans les autres stades (méthode exacte de Fisher, $p<0,001$). Si on compare uniquement leur présence dans les forêts matures de stade IV (5 points sur 40) aux jeunes forêts de stade III (aucune détection), l'écart est là aussi significatif (méthode exacte de Fisher, $p<0,05$). Ces espèces préfèrent donc les forêts matures et les brûlis à tout autre stade de développement forestier.

Tableau 9. Tests de Kruskall-Wallis assumant une abondance égale des espèces d'oiseaux entre les sept stades de développement forestier. Une comparaison de l'abondance entre les stades basée sur le test de Mann-Whitney est présentée dans les cas où l'abondance d'une espèce n'est pas homogène.

Espèces	Kruskall-Wallis		Stades de développement		
	H'	P	abondance élevée	abondance faible	non-utilisés
Crècerelle d'Amérique	12,1	0,060			
Tétras du Canada	6,0	0,423			
Pic tridactyle	4,1	0,669			
Pic à dos noir	5,0	0,539			
Pics (genre <i>Picoides</i>)	11,8	0,067			
Pic flamboyant	6,0	0,423			
Moucherolle à ventre jaune	10,7	0,098			
Moucherolle des aulnes	41,6	0,000***	I-C	I-F, II-C	III-F, III-C, IV-120, IV-200
Moucherolle tchébec	6,0	0,423			
Hirondelle bicolore	6,0	0,423			
Geai du Canada	9,6	0,143			
Mésange à tête noire	6,0	0,423			
Mésange à tête brune	20,4	0,002**	IV-120, IV-200, III-F, III-C	II-C	I-F, I-C
Grimpereau brun	26,2	0,000***	IV-200, IV-120, I-F		I-C, II-C, III-C, III-F
Troglodyte des forêts	20,3	0,002**	IV-200, IV-120, III-C, III-F		I-C, I-F, II-C
Roitelet à couronne dorée	56,1	0,000***	IV-120	III-F, IV-200, III-C, II-C	I-C, I-F
Roitelet à couronne rubis	38,3	0,000***	II-C, III-C, III-F, IV-200	IV-120, I-C	I-F
Merle-bleu de l'Est	12,1	0,060			
Grive à dos olive	17,2	0,009**	III-C, I-C, II-C, III-F, IV-120, IV-200		I-F
Grive solitaire	16,4	0,012*	I-F, IV-200, IV-120	III-F, I-C, III-C, II-C	
Merle d'Amérique	8,8	0,184			
Jaseur des cèdres	19,6	0,003**	I-F, II-C		I-C, III-C, III-F, IV-120, IV-200
Viréo de philadelphie	12,1	0,060			
Viréo aux yeux rouges	6,0	0,423			
Paruline obscure	5,0	0,539			
Paruline à joues grises	47,6	0,000***	I-C, III-F, II-C	III-C	I-F, IV-120, IV-200
Paruline à tête cendrée	31,8	0,000***	I-C, II-C	I-F, III-C, IV-200	III-F, IV-120
Paruline à croupion jaune	39,1	0,000***	IV-200, III-F, IV-120, III-C, II-C	I-F, I-C	
Paruline à poitrine baie	6,0	0,423			
Paruline rayée	59,3	0,000***	II-C, III-C		I-C, I-F, III-F, IV-120, IV-200

*p<0,05 **p<0,01 ***p<0,001

Tableau 9. (suite)

Espèces	Kruskall-Wallis		Stades de développement		
	H'	P	abondance élevée	abondance faible	non-utilisés
Paruline triste	18,3	0,006**	I-C		I-F, II-C, III-C, III-F, IV-120, IV-200
Paruline masquée	31,6	0,000***	I-C, I-F		II-C, III-C, III-F, IV-120, IV-200
Paruline à calotte noire	12,1	0,060			
Bruant fauve	50,5	0,000***	III-C		I-C, I-F, II-C, III-C, III-F, IV-120, IV-200
Bruant de Lincoln	38,6	0,000***	I-C, II-C		I-F, III-C, III-F, IV-120, IV-200
Bruant à gorge blanche	93,5	0,000***	I-C, I-F	II-C, III-C, IV-200, III-F, IV-120	
Junco ardoisé	16,0	0,014*	II-C, IV-200, I-F, IV-120, III-F	III-C, I-C	
Quiscale rouilleux	6,0	0,423			
Bec-croisé à ailes blanches	53,1	0,000***	II-C, III-C, IV-200	III-F, IV-120	I-F, I-C
Chardonneret des pins	55,5	0,000***	III-C, II-C	IV-200, IV-120, III-F	I-F, I-C

*p<0,05 **p<0,01 ***p<0,001

4.4.2 Relations entre les différentes espèces et les paramètres de la végétation

Un total de 17 espèces ont été détectées dans au moins dix des 140 points d'écoute. Pour chacune de ces espèces, une régression logistique de type pas à pas (forward stepwise) a été effectuée à l'aide du logiciel SPSS-X (SPSS Inc. 1990). Le seuil alpha d'inclusion des variables dans les modèles logistiques a été fixé à 0,05. La ou les variables de la végétation retenues dans chacune des équations permettant le mieux de prévoir la présence ou l'absence d'une espèce donnée sont présentées au tableau 10.

Bien que la présence de chaque espèce dépend pour chaque cas de facteurs spécifiques, quelques grands groupes d'espèces ayant des préférences similaires peuvent être dégagés. En premier lieu, on distingue nettement que certaines espèces sont associées à des paramètres qu'on retrouve surtout dans des milieux récemment perturbés (faible nombre de résineux dans les strates arborescentes, présence de feuillus dans la strate arbustive). Le Moucherolle des aulnes, la Paruline à joues grises, la Paruline à tête cendrée, le Bruant de Lincoln et le Bruant à gorge blanche font partie de ce groupe.

Un second groupe d'espèces se retrouve surtout dans des sites où les paramètres de la végétation correspondent à ce qu'on retrouve dans des arbustaires ou des jeunes forêts, c'est-à-dire un bon recouvrement total dans la strate arbustive supérieure ainsi qu'un bon nombre de résineux dans les strates arbustive supérieure ou arborescente inférieure. Ces espèces sont le Roitelet à couronne rubis, la Paruline à croupion jaune, la Paruline rayée, le Bec-croisé à ailes blanches et le Chardonneret des pins.

Quelques espèces préfèrent des caractéristiques qu'on ne retrouve que dans des forêts matures, c'est-à-dire un bon nombre de résineux dans la strate arborescente supérieure ainsi que des arbres vivant ou morts de grand diamètre à hauteur de poitrine. Ce sont la Mésange à tête brune, le Grimpereau brun, le Troglodyte des forêts et le Roitelet à couronne dorée. Finalement, les deux espèces de grives et le Junco ardoisé présentent des associations avec divers paramètres de la végétation qu'on ne peut relier de façon évidente à aucun de ces grands stades de développement forestier.

Tableau 10. Variable(s) de la végétation retenue(s) pour chaque espèce d'oiseau ayant fait l'objet d'une régression logistique

Espèces	Variable(s) de la végétation
Moucherolle des aulnes	.Nb feuillus dans la strate arbustive supérieure (+) Recouvrement de la strate muscinale (-)
Paruline à joues grises	Nb résineux dans la strate arborescente supérieure (-) Nb feuillus dans la strate arborescente inférieure (+) Recouvrement de la strate arbustive inférieure (+) Nb chicots ≥ 10 cm et < 15 cm de dhp (-)
Paruline à tête cendrée	Recouvrement de la strate herbacée (+) Nb résineux dans la strate arborescente supérieure (-)
Bruant de Lincoln	Nb résineux dans la strate arborescente supérieure (-)
Bruant à gorge blanche	Nb résineux dans la strate arborescente supérieure (-) Nb résineux dans la strate arborescente inférieure (-)
Roitelet à couronne rubis	Recouvrement de la strate arbustive supérieure (+) Nb feuillus dans la strate arbustive supérieure (-)
Paruline à croupion jaune	Recouvrement de la strate muscinale (+) Nb de résineux dans la strate arborescente inférieure (+)
Paruline rayée	Recouvrement de la strate arbustive supérieure (+) Recouvrement de la strate herbacée (+) Recouvrement de la strate arbustive inférieure (-)
Bec-croisé à ailes blanches	Nb résineux dans la strate arbustive supérieure (+) Recouvrement de la strate muscinale (+) Nb résineux dans la strate arborescente inférieure (-) Nb résineux dans la strate arborescente supérieure (-)
Chardonneret des pins	Nb résineux dans la strate arbustive supérieure (+) Recouvrement de la strate herbacée (+)
Mésange à tête brune	Nb résineux dans la strate arborescente supérieure (+)
Grimpereau brun	Nb résineux dans la strate arborescente supérieure (+) Nb chicots ≥ 20 cm de dhp (+)
Troglodyte des forêts	Nb sapins baumiers > 2 m (+) Recouvrement de la strate arbustive inférieure (+) Nb résineux dans la strate arborescente supérieure (+)
Roitelet à couronne dorée	Nb résineux dans la strate arborescente supérieure (+) Nb résineux dans la strate arborescente inférieure (+) Nb arbres vivants ≥ 20 cm de dhp (+)
Grive à dos olive	Nb sapins baumiers > 2 m (+) Nb chicots ≥ 15 cm et < 20 cm de dhp (-) Nb feuillus dans la strate arbustive supérieure (+)
Grive solitaire	Recouvrement de la strate herbacée (-) Nb chicots ≥ 15 cm et < 20 cm de dhp (+) Recouvrement de la strate arbustive supérieure (-)
Junco ardoisé	Nb chicots < 10 cm de dhp (+) Nb feuillus dans la strate arbustive supérieure (-)

(+) liaison positive (-) liaison négative

4.4.3 Chevauchement de l'habitat des différentes espèces

Pour chaque paire d'espèces repérées dans au moins 5 des 140 points d'écoute, un coefficient de chevauchement de l'habitat a été mesuré et les résultats sont présentés dans un dendrogramme (figure 7) qui résume les relations entre les espèces (Cody 1974). Plus ce coefficient est près de un, plus deux espèces utilisent l'habitat de façon similaire, c'est-à-dire qu'on les retrouve dans les mêmes points d'écoute. À l'opposé, un coefficient près de zéro indique que deux espèces ou deux groupes d'espèces ne se retrouvent pratiquement pas dans les mêmes points d'écoute et par conséquent utilisent l'habitat de façon différente.

À partir de ce dendrogramme, cinq groupes d'espèces peuvent être dégagés. Un premier se compose de trois espèces: la Paruline masquée, le Bruant de Lincoln et le Moucherolle des aulnes. Ces espèces sont caractéristiques des milieux ouverts et atteignent leur abondance maximale dans les coupes récentes (stade I-C). Le deuxième groupe se compose aussi de trois espèces: la Paruline à tête cendrée, le Bruant à gorge blanche et la Paruline à joues grises. Ces espèces se rencontrent principalement dans les milieux ouverts (stades I) et les arbustaires (stade II). Ces deux premiers groupes comprennent donc des espèces caractéristiques des premiers stades de développement forestier qui suivent immédiatement une perturbation (feu ou coupe).

Le groupe suivant comprend huit espèces plus strictement forestières. Les pics du genre *Picoides* et le Grimpereau brun sont caractéristiques des forêts matures (stades IV) tandis qu'à l'opposé le Roitelet à couronne rubis et la Paruline à croupion jaune se retrouvent tout autant dans les forêts matures que les arbustaires (stade II). Les autres (Junco ardoisé, Roitelet à couronne dorée, Mésange à tête brune et Troglodyte des forêts) forment une succession d'espèces intermédiaires entre ces deux extrêmes.

Le groupe formé par la Grive solitaire et le Jaseur des cèdres ainsi que le Moucherolle à ventre jaune et le Geai du Canada sont des espèces plus généralistes qui ne peuvent être directement rattachées aux trois groupes précédents. Finalement, un dernier groupe de cinq espèces (Bec-croisé à ailes blanches, Chardonneret des pins, Paruline rayée, Bruant fauve, Grive à dos olive) met en évidence les espèces qui se sont montrées plus abondantes dans les sites situés dans le secteur de la réserve faunique des Laurentides, et pour cette raison on ne peut associer une position précise à ce groupe dans le processus du développement de la forêt dans le cadre de ce type d'analyse.

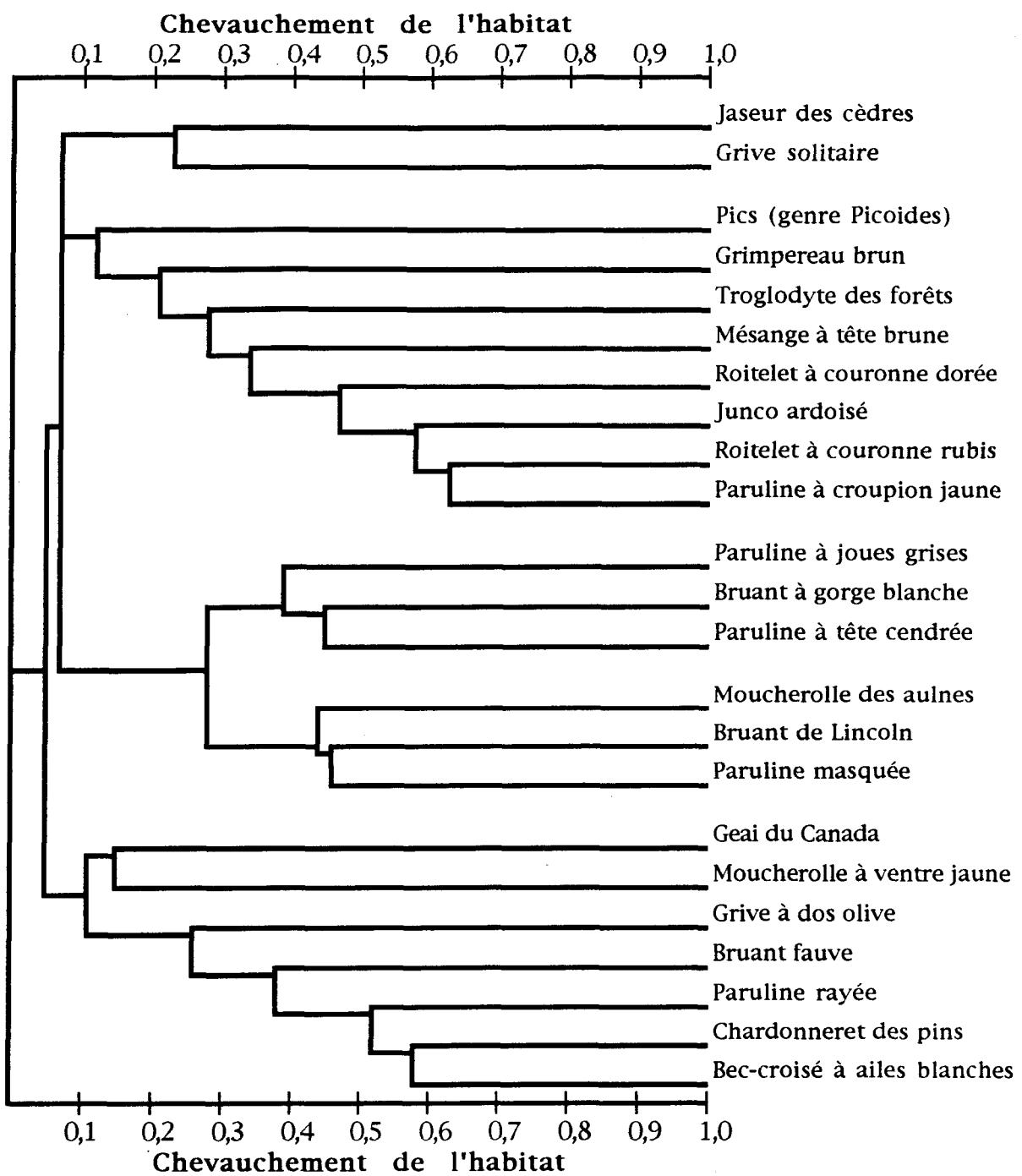


Figure 7. Dendrogramme du chevauchement de l'utilisation de l'habitat de nidification des différentes espèces d'oiseaux des pessières noires étudiées

4.5 Variabilité annuelle des populations d'oiseaux

Afin d'évaluer l'étendue des fluctuations annuelles des espèces d'oiseaux associées aux forêts d'épinette noire, les 60 points d'écoute situés dans la Réserve faunique des Laurentides ont été inventoriés trois années de suite, soit en 1993, 1994 et 1995. Le tableau 11 présente le nombre moyen d'individus et l'erreur-type de cette moyenne dans l'ensemble des points d'écoute pour chacune des années. Des tests de Wilcoxon pour échantillons appariés ont été effectuées pour comparer l'abondance de chaque espèce entre les années.

Un premier groupe d'espèces se caractérise par une abondance maximale atteinte en 1993 comparativement aux autres années où l'abondance a été à un niveau plus faible. Ces espèces sont: le Troglodyte des forêts, le Roitelet à couronne dorée, la Paruline à croupion jaune et le Junco ardoisé. Toutes ces espèces sont des migrants de courte distance qui hivernent aux États-Unis.

Un second groupe se compose d'espèces qui ont été moins abondantes en 1994. Il s'agit du Moucherolle des aulnes (comparé à 1995), du Roitelet à couronne rubis (comparé à 1993 et 1995), de la Grive à dos olive (comparé à 1995) et du Bruant de Lincoln (comparé à 1995). Les espèces irruptives (Bec-croisé à ailes blanches et Chardonneret des pins) ont quant à elles été nettement plus abondantes en 1995 qu'au cours des années précédentes.

Les patrons de variation observés chez la Paruline à joues grises (plus abondante en 1995 que les autres années), chez la Paruline à tête cendrée (moins abondante en 1993 que les autres années) et chez la Paruline rayée (moins abondante en 1995 que les autres années) leurs sont propres et n'ont pas été observés chez d'autres espèces.

Les niveaux de population sont toutefois restés stables chez plusieurs espèces: le Geai du Canada, la Mésange à tête brune, la Grive solitaire, la Paruline triste, la Paruline masquée, le Bruant fauve et le Bruant à gorge blanche. Les 16 autres espèces détectées ne respectaient pas les conditions d'applications du test de Wilcoxon et ont été exclues des analyses.

Tableau 11. Nombre moyen d'individus de chaque espèce d'oiseau recensée en 1993, 1994 et 1995 dans les 60 sites se régénérant suite à des coupes et comparaisons entre les années réalisées à l'aide du test de Wilcoxon pour échantillons appariés.

Espèces	Nb moyen ± erreur-type d'individus en 1993	Nb moyen ± erreur-type d'individus en 1994	Nb moyen ± erreur-type d'individus en 1995	P* (93-94)	P* (94-95)	P* (93-95)
Tétras du Canada	0,03 ± 0,01	0,04 ± 0,04	0 ± 0	-	-	-
Pic flamboyant	0,03 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	-	-	-
Moucherolle à ventre jaune	0 ± 0	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	-	-	-
Moucherolle des aulnes	0,05 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,09 ± 0,03	-	<0,05	ns
Moucherolle tchébec	0 ± 0	0 ± 0	0,03 ± 0,03	-	-	-
Geai du Canada	0,06 ± 0,03	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,01	-	-	ns
Mésange à tête noire	0,01 ± 0,01	0 ± 0	0,01 ± 0,01	-	-	-
Mésange à tête brune	0,04 ± 0,02	0,03 ± 0,02	0,05 ± 0,02	ns	ns	ns
Sittelle à poitrine rousse	0,02 ± 0,01	0 ± 0	0 ± 0	-	-	-
Troglodyte des forêts	0,18 ± 0,04	0,04 ± 0,02	0,03 ± 0,01	<0,005	ns	<0,0005
Roitelet à couronne dorée	0,23 ± 0,06	0,13 ± 0,03	0,08 ± 0,03	<0,025	ns	<0,005
Roitelet à couronne rubis	0,34 ± 0,06	0,08 ± 0,03	0,33 ± 0,05	<0,0005	<0,0005	ns
Grive à dos olive	0,12 ± 0,03	0,12 ± 0,03	0,21 ± 0,04	ns	<0,05	ns
Grive solitaire	0,13 ± 0,04	0,09 ± 0,03	0,08 ± 0,03	ns	ns	ns
Merle d'Amérique	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,02	0,01 ± 0,01	-	-	-
Jaseur des cèdres	0 ± 0	0 ± 0	0,01 ± 0,01	-	-	-
Viréo de Philadelphie	0,01 ± 0,01	0 ± 0	0,02 ± 0,01	-	-	-
Viréo aux yeux rouges	0 ± 0	0 ± 0	0,01 ± 0,01	-	-	-
Paruline obscure	0 ± 0	0 ± 0	0,01 ± 0,01	-	-	-
Paruline à joues grises	0,03 ± 0,02	0,08 ± 0,03	0,28 ± 0,06	ns	<0,005	<0,0005
Paruline à collier	0 ± 0	0,01 ± 0,01	0 ± 0	-	-	-
Paruline à tête cendrée	0,01 ± 0,01	0,08 ± 0,03	0,13 ± 0,03	<0,01	ns	<0,0005
Paruline à croupion jaune	0,73 ± 0,11	0,40 ± 0,07	0,29 ± 0,06	<0,005	ns	<0,0005
Paruline rayée	0,39 ± 0,06	0,38 ± 0,07	0,20 ± 0,05	ns	<0,01	<0,005
Paruline triste	0,03 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,01	-	-	ns
Paruline masquée	0,07 ± 0,03	0,04 ± 0,02	0,09 ± 0,04	ns	ns	ns
Paruline à calotte noire	0 ± 0	0,03 ± 0,02	0 ± 0	-	-	-
Bruant fauve	0,13 ± 0,05	0,08 ± 0,03	0,09 ± 0,04	ns	ns	ns
Bruant chanteur	0,02 ± 0,02	0 ± 0	0 ± 0	-	-	-
Bruant de Lincoln	0,27 ± 0,06	0,13 ± 0,04	0,15 ± 0,05	<0,05	ns	ns
Bruant à gorge blanche	1,03 ± 0,13	0,83 ± 0,10	1,00 ± 0,13	ns	ns	ns
Junco ardoisé	0,79 ± 0,08	0,36 ± 0,06	0,43 ± 0,08	<0,0005	ns	<0,0005
Quiscale rouilleux	0 ± 0	0 ± 0	0,02 ± 0,02	-	-	-
Roselin pourpré	0,01 ± 0,01	0 ± 0	0 ± 0	-	-	-
Bec-croisé à ailes blanches	0,02 ± 0,01	0,10 ± 0,05	0,59 ± 0,12	ns	<0,0005	<0,0005
Chardonneret des pins	0 ± 0	0 ± 0	0,37 ± 0,07	-	<0,0005	<0,0005

*Probabilité selon le test de Wilcoxon pour échantillons appariés (petits échantillons, test unilatéral)

"-" non testé, "ns" non-significatif

Que l'abondance d'une espèce demeure stable ou varie entre les années, on devrait s'attendre à ce que ses exigences en termes d'habitat soient semblables. Pour vérifier si la préférence entre les trois stades de régénération varie aussi d'une année à l'autre, des tests de comparaisons multiples suite à un test de Kruskall-Wallis (Zar 1984) ont été effectués pour les 16 espèces dont les données sont suffisantes pour comparer leur abondance entre les trois années. Les résultats sont présentés au tableau 12.

Tableau 12. Comparaisons de l'abondance des oiseaux entre les trois stades de régénération après coupe de 1993 à 1995, en utilisant le test de Kruskall-Wallis (df=2 pour tous les tests).

Espèces	1993*	1994*	1995*
Mésange à tête brune	III-C>(I-C=II-C)	I-C=II-C=III-C	I-C=II-C=III-C
Troglodyte des forêts	(II-C=III-C)>I-C	I-C=II-C=III-C	III-C>(I-C=II-C)
Roitelet à couronne dorée	III-C>(I-C=II-C)	III-C>(I-C=II-C)	III-C>(I-C=II-C)
Roitelet à couronne rubis	III-C>II-C>I-C	III-C>(I-C=II-C)	(II-C=III-C)>I-C
Grive à dos olive	I-C=II-C=III-C	(II-C=III-C)>I-C	I-C=II-C=III-C
Grive solitaire	I-C=II-C=III-C	II-C>(I-C=III-C)	I-C=II-C=III-C
Paruline à joues grises	II-C>(I-C=III-C)	I-C=II-C=III-C	(I-C=II-C)>III-C
Paruline à tête cendrée	I-C=II-C=III-C	I-C>(II-C=III-C)	(I-C=II-C)>III-C
Paruline à croupion jaune	III-C>II-C>I-C	III-C>II-C>I-C	(II-C=III-C)>I-C
Paruline rayée	(II-C=III-C)>I-C	II-C>III-C>I-C	II-C>III-C>I-C
Paruline masquée	I-C>(II-C=III-C)	I-C>(II-C=III-C)	I-C>(II-C=III-C)
Bruant fauve	III-C>(I-C=II-C)	III-C>(I-C=II-C)	III-C>(I-C=II-C)
Bruant de Lincoln	(I-C=II-C)>III-C	(I-C=II-C)>III-C	I-C>(II-C=III-C)
Bruant à gorge blanche	(I-C=II-C)>III-C	(I-C=II-C)>III-C	I-C>II-C>III-C
Junco ardoisé	I-C=II-C=III-C	(II-C=III-C)>I-C	II-C>(I-C=III-C)
Bec-croisé à ailes blanches	I-C=II-C=III-C	III-C>(I-C=II-C)	(II-C=III-C)>I-C

*Dans la comparaison entre les stades, ">" indique une différence significative ($p<0.05$) entre deux stades.

Dix des seize espèces ont présenté au moins deux années avec des comparaisons semblables (en gras). Les espèces dont les effectifs sont demeurés stables au cours des trois années (tableau 11) appartiennent toutes à ce groupe. Les six autres espèces présentent des comparaisons différentes entre les stades au cours des trois saisons d'inventaire.

CHAPITRE V

DISCUSSION

5.1 Évolution des communautés aviaires suite aux perturbations

En faisant la revue de plusieurs études en milieu boréal, Fox (1983) a démontré que la diversité et l'abondance des oiseaux ne s'accroissent pas de façon uniforme jusqu'à la maturité de l'écosystème, et peuvent même être plus faibles dans les forêts matures. Nos résultats (tableau 7) sont similaires et ne démontrent aucun lien entre la diversité des oiseaux et l'âge des peuplements, leur abondance étant même plus élevée dans les coupes récentes que dans les forêts de 200 ans.

Dans les premières années qui font suite à une perturbation, les pessières noires étudiées se caractérisent par des communautés d'espèces associées aux milieux ouverts (figure 7). Ces communautés ne sont toutefois pas identiques suite à des feux ou à des coupes. En effet, les secteurs récemment coupés se démarquent par une plus forte proportion de migrants néotropicaux, alors que les brûlis se composent principalement de migrants de courte distance (figure 5). Cette différence mérite une attention particulière car dans le nord-est des États-Unis, les coupes et la réduction de la superficie des forêts feuillues semblent avoir eu un impact très négatif sur les populations de plusieurs migrants néotropicaux. Comme dans les forêts mixtes de l'Ontario (Welsh 1987), nos résultats démontrent qu'en milieu boréal ce groupe d'espèces occupe un habitat différent et ne sont nullement menacées par les activités de récolte forestière. Par contre, l'absence de nicheurs en cavité dans les coupes récentes (figure 4) démontre que ces activités ont une incidence néfaste sur ce groupe d'espèces.

Une fois que les épinettes dépassent une hauteur de deux mètres, les communautés deviennent nettement plus forestières. Au stade des jeunes forêts, l'origine du peuplement (coupe ou feu) ne semble plus influencer la composition des communautés aviaires. Celles-ci ne sont toutefois pas encore assez âgées pour convenir à plusieurs espèces nichant dans des cavités, qui utilisent de nouveau les peuplements une fois qu'ils ont atteint une centaine d'années ou plus.

5.2 Vulnérabilité des différentes espèces à un régime de coupes comparativement à un régime de feux

Comparativement à des forêts naturelles soumises à des régimes de feux, un déclin régional de la proportion de forêts matures est une caractéristique importante des régions

aménagées principalement en fonction de la production de matière ligneuse (Farr 1992). En tenant compte des règles d'intervention en milieu forestier actuellement en vigueur au Québec, les espèces recensées ont été classées en cinq grands groupes selon l'impact sur leur populations d'un régime de coupes à rotations rapides comparativement à un régime naturel de feux:

- 1) espèces favorisées;
- 2) espèces peu ou pas affectées;
- 3) espèces défavorisées;
- 4) espèces très défavorisées;
- 5) espèces non-classées.

Pour chaque espèce, les informations obtenues sur leur abondance entre les stades de développement forestiers, leur relation avec les paramètres de la végétation et leur chevauchement de l'habitat avec les autres espèces présentes ont été considérées pour les fins de ce classement. L'interprétation de ces résultats est présentée dans les sections qui suivent. Les cinq espèces dont l'abondance s'est révélée influencée non seulement par le processus de développement forestier mais aussi par l'écart géographique des deux aires d'études (voir figure 7) ont été soit retirées du classement ou classées en tenant compte de ce biais. De plus, il est important de préciser que les données obtenues à partir de points d'écoute ne reflètent pas nécessairement le succès reproducteur d'une espèce. Il est possible qu'une espèce rarement observée dans des forêts matures y ait un plus grand succès reproducteur que dans des jeunes forêts où son abondance est plus grande (ou vice-versa). De plus, comme l'habitat nécessaire aux espèces résidentes hors de la saison de reproduction est peu connu et n'a pas été mesuré dans le cadre de cette étude, le classement est donc réalisé en ayant un portrait incomplet des exigences de ces espèces. Pour ces raisons, certaines espèces pourraient être plus affectées par la récolte forestière que ne le laissent présager les résultats saisonniers obtenus dans le cadre de ce travail.

5.2.1 Espèces favorisées

Toutes les espèces préférant les forêts qui ne sont pas encore parvenues à maturité seront les grandes "gagnantes" de l'exploitation forestière de la forêt boréale. Nos travaux nous permettent d'identifier sept espèces qui profiteront d'un régime de coupe, la plupart étant des migrants néotropicaux nichant au sol. Toutes ces espèces défendent des

territoires de faible superficie, souvent de moins de un hectare. Avant l'intervention humaine, plusieurs de ces espèces étaient confinés aux tourbières ou aux arbustaires riveraines.

1) Moucherolle des aulnes (migrateur néotropical, nicheur près du sol)

Selon Godfrey (1986), ce moucherolle fréquente typiquement les fourrés d'aulnes et de saules, les massifs de buissons d'aspect similaire le long des cours d'eau ainsi que les coupes et les brûlis humides. Le mâle y défend un territoire de nidification dont la superficie peut varier de 1,3 à 3 hectares (Stein 1958). Dans une chronoséquence après feu dans le nord de la forêt boréale (Crête *et al.* 1995), cette espèce ne se retrouvait que dans des arbustaires une quinzaine d'années après feu, suite à la chute des arbres morts. Dans nos inventaires, cette espèce n'a été recensée que dans trois des sept stades de développement forestier. Son abondance maximale était notée dans les coupes récentes (I-C), mais quelques individus étaient aussi présents dans les brûlis (I-F) et les arbustaires (II-C) (Tableau 9). La présence de cette espèce semble limitée aux sites ayant une forte abondance de feuillus dans la strate arbustive supérieure tout en ayant un faible recouvrement de la strate muscinale (tableau 10). Ces caractéristiques ne se retrouvent que dans les sites les plus jeunes (Stades I et II), mais plus particulièrement dans les coupes récentes (I-C) où toutes les tiges de la strate arborescente ont été récoltées, ce qui favorise la régénération des feuillus qui sont abondants dans la strate arbustive (tableau 1).

Ce moucherolle se retrouve souvent dans les mêmes sites que le Bruant de Lincoln et la Paruline masquée (figure 7). Ces trois espèces sont les plus caractéristiques des milieux ouverts et sont donc nettement favorisés par les coupes forestières. Welsh (1987) classe lui aussi ce moucherolle comme une espèce du début de la régénération forestière. Dans les provinces maritimes, Erskine (1992) mentionne que les habitats de nidification favorables à l'espèce étaient beaucoup moins nombreux avant l'arrivée des Européens il y a 400 ans et que de nos jours, les coupes forestières continuent de créer de nouveaux habitats pour ce moucherolle.

2) Paruline à joues grises (migrateur néotropical, nicheur au sol)

Dans l'ensemble de son aire de répartition, la Paruline à joues grises se retrouve dans une grande variété d'habitats mais évite les sites où les arbres sont parvenus à maturité

(Godfrey 1986, McLaren 1987). Dans les forêts du New Hampshire, le territoire défendu lors de la nidification à été évalué à 1,1 hectare (Sabo 1980). Dans la pessière noire, cette paruline se retrouve aussi dans une grande variété d'habitats originant de coupes ou de feux. L'abondance maximale de l'espèce se retrouve dans les coupes récentes (I-C), les arbustaires (II-C) et les jeunes forêts (III-F) mais elle évite toutefois les forêts matures où on retrouve plusieurs résineux dans la strate arborescente supérieure (stades IV-F) et les brûlis récents où les chicots sont encore debouts (I-F) (tableaux 9 et 10). Comme elle affectionne les sites où on retrouve des peupliers ou des bouleaux (Godfrey 1986), il n'est pas surprenant de constater que sa présence est souvent liée à l'abondance de feuillus dans la strate arborescente inférieure (tableau 10). De plus, elle fréquente souvent les mêmes habitats que le Bruant à gorge blanche et la Paruline à tête cendrée (figure 7), qui forment un groupe d'espèces caractéristiques des premiers stades de développement forestiers sans toutefois se limiter uniquement aux milieux très ouverts les premières années suivant une perturbation.

Toutes ces caractéristiques propres à l'espèce font en sorte qu'elle sera sûrement avantagee par un régime de coupes à rotations plus rapides qu'un régime naturel de feux. La proportion de peuplements parvenus à maturité qui ne sont pas utilisés par l'espèce diminueront au profit des peuplements plus jeunes issus de coupes comptant plus de feuillus et donc favorables à la nidification de cette paruline. L'activité forestière aurait aussi eu un impact positif sur les populations nicheuses de Paruline à joues grises en Ontario (MacLaren 1987) et dans l'état de New-York (Peterson 1988). Selon la classification de Reed (1992), cette espèce fait d'ailleurs partie du groupe de migrants néotropicaux très peu vulnérable à une extinction éventuelle en raison de l'activité humaine tant dans ses aires de nidification que dans ses aires d'hivernage.

3) Paruline à tête cendrée (migrant néotropical, nicheur dans les arbres)

Selon Hall (1994) on retrouve principalement cette paruline dans les jeunes peuplements de conifères purs ou mélangés à des feuillus. Elle y établit un territoire de nidification dont la superficie moyenne est de 0,72 hectares (Morse 1977). On peut également la rencontrer dans des forêts matures, là où la strate arbustive est bien développée. Nos résultats confirment une sélection de l'habitat semblable dans les pessières noires, son abondance maximale étant dans les coupes récentes (I-C) et les arbustaires (II-C), tout en étant présente en faible nombre dans des brûlis et quelques forêts plus âgées (tableau 9). Sa préférence pour des stades plus jeunes est bien démontrée par le fait qu'elle

évite les sites ayant un bon nombre de résineux dans la strate arborescente supérieure et se rencontre plutôt là où la strate herbacée est bien développée (tableau 10), ce qui caractérise bien les milieux ouverts (stades I et II). Au niveau du choix de l'habitat, elle se retrouve dans le même groupe que la Paruline à joues grises et le Bruant à gorge blanche qui sont caractéristiques des premiers stades de développement forestiers (figure 7).

Nos résultats montrent donc que cette paruline devrait profiter d'un régime de coupes à rotations plus rapides qu'un régime naturel de feux. Dans les forêts d'épinettes et de sapins du Maine, Titterington *et al.* (1979) ont aussi montré que la Paruline à tête cendrée est une des espèces dominantes une douzaine d'années après des coupes à blanc. Comme la Paruline à joues grises, cette espèce fait aussi partie du groupe de migrants néotropicaux très peu vulnérable à une extinction éventuelle en raison de l'activité humaine tant dans ses aires de nidification que dans ses aires d'hivernage (Reed 1992).

4) Paruline triste (migrant néotropical, nicheur au sol)

La Paruline triste fréquente les bosquets et les buissons en croissance, les brûlés ou les clairières ainsi que les jeunes coupes forestières (Cox 1960, Godfrey 1986, Pitocchelli 1993). Les territoires nécessaires à la nidification de l'espèce ont une superficie généralement inférieure à un hectare (Cox 1960). Les résultats de nos inventaires montrent qu'elle préfère les coupes récentes (I-C) à tout autre stade de développement forestier (tableau 9). La plus grande abondance de peupliers et de bouleaux dans ce stade qui sont recherchés par cette paruline (Pitocchelli 1993) explique peut-être son absence dans les autres sites. Nos résultats concordent avec Fraser (1987), Erskine (1992) et Pitocchelli (1993) qui prétendent que le déboisement et les coupes forestières ont favorisé cette paruline et étendu l'aire de nidification de l'espèce. Contrairement à plusieurs autres migrants néotropicaux, les populations de Paruline triste ne sont pas en déclin (Askins *et al.* 1990) et la conservation de l'espèce n'est pas une préoccupation à l'heure actuelle (Reed 1992).

5) Paruline masquée (migrant néotropical, nicheur au sol)

Cette paruline se retrouve partout où on retrouve des milieux ouverts et broussailleux que ce soit le long des cours d'eau, d'une route ou dans des forêts en régénération (Godfrey 1986, Erskine 1992). Selon Stewart (1953), le territoire de nidification est généralement

inférieur à un hectare. Dans les pessières noires, nos résultats montrent qu'elle n'utilise que les milieux récemment perturbés (I-C, I-F) en régénération (tableau 9). Elle utilise l'habitat d'une façon similaire au Bruant de Lincoln et fait ainsi partie du groupe d'espèces les plus associées aux milieux ouverts (figure 7). Ces résultats appuient Létourneau et Lafontaine (1995) qui affirment que cette espèce bénéficie des coupes réalisées en milieu forestier. D'ailleurs, avant que l'homme ne crée plusieurs habitats favorables à l'espèce, Erskine (1992) estime que la Paruline masquée devait se restreindre aux milieux arbustifs le long des cours d'eau, ou des tourbières (Brewer et Walkinshaw 1991). Pour toutes ces raisons, la conservation de ce migrateur néotropical n'est pas une préoccupation à l'heure actuelle (Reed 1992).

6) Bruant de Lincoln (migrateur néotropical, nicheur au sol)

Ce bruant est un nicheur assez répandu dans la forêt boréale. Il préfère la végétation arbustive retrouvée dans les tourbières, le bord des cours d'eau ainsi que dans les milieux en régénération suite à des feux ou à des coupes (Godfrey 1986, Speirs 1987). La superficie défendue se limite généralement à 0,4 hectare (Speirs et Speirs 1968). Dans une chronoséquence après feu dans le nord de la forêt boréale (Crête *et al* 1995), on l'a rencontré uniquement dans des arbustaires d'environ 25 ans. Les auteurs suggèrent que les arbres morts encore debouts dans les brûlis récents constituaient un obstacle à sa présence, tout comme les arbres vivants des forêts matures. Nos résultats (tableau 9) sont similaires, l'espèce n'étant présente que dans les coupes récentes (I-C) et les arbustaires (II-C). Tous les autres stades n'ont pas été utilisés, y compris les brûlis récents (I-F). Le nombre de résineux dans la strate arborescente supérieure est effectivement le principal facteur faisant obstacle à la présence de l'espèce, comme le montre le tableau 10. Avec la Paruline masquée et le Moucherolle des aulnes, il forme le groupe d'espèces les plus caractéristiques des milieux ouverts (figure 7) qui bénéficieront le plus des coupes forestières dans les régions boréales. Après un feu, le milieu ne devient favorable à ces espèces qu'une quinzaine d'années plus tard lors de la chute des arbres morts. Après une coupe, le milieu est complètement ouvert et devient alors rapidement attrayant pour ces espèces suite à la croissance des essences ligneuses dans la strate arbustive.

Nos résultats confirment que l'action de l'homme contribue à l'expansion des lieux de nidification du Bruant de Lincoln, comme le supposait Langevin (1995). Il est donc surprenant de constater que selon Ammon (1995), les populations québécoises de cette

espèce présentent une récente baisse significative de leurs effectifs (1982-1991) et devraient recevoir une attention particulière pour que leur conservation soit assurée. Il est toutefois très clair que ces baisses d'effectifs ne peuvent être imputées aux coupes forestières dans la forêt boréale car elles créent un habitat très recherché par l'espèce en période de nidification (Erskine 1992). D'ailleurs, les données du fichier ÉPOQ de 1970 à 1989 montrent plutôt une augmentation significative de la fréquence d'observation de ce bruant en été au Québec (Cyr et Larivée 1993).

7) Bruant à gorge blanche (migrateur de courte distance, nicheur au sol)

Recensé dans tous les stades de développement forestier, ce bruant est toutefois nettement plus abondant dans les coupes récentes et les brûlis (tableau 9). Ces sites correspondent mieux aux exigences de l'espèce qui préfèreraient les forêts non parvenues à maturité et les fourrés en période de nidification où il défend un territoire de près de un hectare (Godfrey 1986, Falls et Kopachena 1994). Contrairement aux observations de Crête *et al.* (1995), les arbres morts encore debouts dans les brûlis ne semblent pas être un obstacle à sa présence comme c'est le cas pour le Bruant de Lincoln (tableau 6). Seuls les sites comptant plusieurs résineux vivants dans les strates arborescente supérieure et inférieure sont peu utilisés par ce bruant (tableau 10). Il fréquente donc surtout les stades forestiers les plus jeunes, mais d'une façon moins limitée que le Bruant de Lincoln, la Paruline masquée ou le Moucherolle des aulnes qui caractérisent les milieux très ouverts (figure 7). Comme le suggéraient Spencer *et al.* (1995), nos résultats montrent que la régénération des aires coupées sont propices au Bruant à gorge blanche. Comme la période de rotation des coupes devrait être plus courte que la rotation naturelle des feux (Farr 1992), nos résultats suggèrent que ce bruant devrait être lui aussi favorisé par l'exploitation forestière de la zone boréale.

5.2.2 Espèces peu ou pas affectées

Toutes les espèces ubiquistes utilisant tout autant les milieux récemment perturbés que les vieilles forêts risquent d'être très peu affectées par les modifications causées à la distribution des classes d'âge suite à l'exploitation forestière en zone boréale. Nos travaux nous permettent d'identifier trois espèces généralistes qui répondent bien à cette définition.

1) Grive à dos olive (migrateur néotropical, nicheur au sol)

Selon Godfrey (1986), cette grive fréquente divers habitats, tant dans les forêts mixtes que conifériennes. Le territoire défendu par l'espèce n'est que de l'ordre de 2,1 hectare en moyenne (Sabo 1980). Bien que Falardeau (1995) mentionne qu'il n'existe que peu d'études permettant d'évaluer l'impact des coupes forestières sur la Grive à dos olive, Titterington *et al.* (1979) n'ont noté sa présence que de 7 à 12 ans après la coupe à blanc d'une forêt de conifères du Maine et ont constaté qu'elle est davantage associée à des peuplements plus vieux (> 12 ans), où les arbres ont plus de 4,5 m de haut et un diamètre à hauteur de poitrine de 10 à 15 cm.

Nos résultats obtenus dans la pessière noire présentent plusieurs similitudes avec cette étude. Tout d'abord, son abondance ne varie pas de façon significative dans les sites après coupe (tableau 9) dont l'âge minimum suite à cette perturbation est de 6 ans. Par contre, elle est totalement absente des brûlis datant de 1983 et de 1991 (tableau 9), où la régénération des essences ligneuses est encore faible au-dessus de la strate arbustive inférieure (tableau 2). Dans ces sites récemment perturbés, elle est remplacée par la Grive solitaire (tableau 6), ce qui confirme les observations de Peterson (1988). La Grive à dos olive est donc rarement présente dans les peuplements où on retrouve encore des chicots debouts les premières années suite au passage d'un feu et peu de feuillus dans la strate arbustive supérieure (tableau 10).

Même si cette grive n'a pas de préférence marquée pour des forêts appartenant à une classe d'âge particulière, sa préférence pour des sites où on retrouve des sapins > 2 m (tableau 10) explique en partie son regroupement avec des espèces plus caractéristiques des sites après coupe (figure 7), tels le Bruant fauve et la Paruline rayée. Comme nos résultats montrent que cette grive utilise une grande variabilité d'habitats, particulièrement dans les sites après coupe, les activités forestières ne devraient pas avoir un impact important sur cette espèce.

2) Grive solitaire (migrateur de courte distance, nicheur au sol)

Selon Noon (1981), la Grive solitaire est la grive la plus souple en ce qui concerne la sélection de son habitat nidification et, au Québec, son territoire est souvent inférieur à un hectare (Falardeau 1995). D'ailleurs, dans une chronoséquence après feu dans le nord de la

forêt boréale, la Grive solitaire faisait partie du groupe d'espèces ubiquistes observées dans tous les stades successoraux (Crête *et al.* 1995). Dans le cadre de notre étude, même si son abondance était plus élevée dans les brûlis et les forêts matures, sa présence a tout de même été signalée dans tous les stades de développement après coupe ou après feu. Comme les analyses du chevauchement de l'habitat (figure 7) et des relations avec certains paramètres de la végétation (tableau 10) ne présentent pas de lien avec un stade de développement particulier, on peut aussi affirmer que la Grive solitaire est véritablement une espèce ubiquiste. Comme cette grive utilise une grande variété d'habitat en période de nidification incluant les milieux perturbés en régénération, cette espèce ne devrait pas être affectée de façon importante par les coupes forestières dans le domaine de la pessière noire.

3) Junco ardoisé (migrateur de courte distance, nicheur au sol)

En période de nidification, le Junco ardoisé fréquente principalement les forêts mixtes et conifériennes, où il priviliege les clairières, les lisières et les autres secteurs moins boisés (Godfrey 1986, Erskine 1992). Le territoire défendu (0,8 à 1,2 hectares) est relativement important pour un bruant, mais il dépend principalement de la disponibilité de sites convenables pour la nidification et non de la physionomie de la végétation (Eaton 1968). Dans les pessières du nord de la forêt boréale, Crête *et al.* (1995) considèrent cette espèce comme étant ubiquiste car le junco était présent dans tous les stades successoraux après feu.

Dans le cadre de notre étude, même s'il était moins abondant dans certains stades après coupe, la présence du Junco ardoisé a été tout de même été signalée dans tous les stades de développement forestier (tableau 9). Même s'il chevauche l'habitat de certaines espèces plus associées au milieu forestier (figure 7), les relations avec certains paramètres de la végétation (tableau 10) ne présentent pas de lien avec un stade de développement particulier. Comme le Junco ardoisé utilise une grande variété d'habitat en période de nidification incluant les arbustaires en régénération suite à des coupes, nos résultats sont en accord avec l'affirmation d'Erksine (1992) qui prétend que les coupes à rotation rapides n'auront pas d'impact négatif sur cette espèce.

5.2.3 Espèces défavorisées

Toutes les espèces qui évitent les milieux ouverts récemment perturbés et qui préfèrent les forêts matures verront une réduction de leurs habitats de nidification potentiels

en raison de l'activité forestière. Toutefois, si leur abondance dans les arbustaires ou les jeunes forêts issues de coupe est comparable à ce qu'on retrouve dans des forêts matures, ces espèces pourront se maintenir dans des forêts plus jeunes. Nos travaux nous permettent ainsi d'identifier sept espèces qui vont décliner sous un régime de coupe, sans que les pertes d'habitat soient permanentes.

1) Mésange à tête brune (Résident, nicheur en cavité)

Cette mésange se retrouve dans toutes les forêts conifériennes du nord du Canada, spécialement dans les forêts d'épinettes (Erskine 1992). McLaren (1975) mentionne un territoire d'environ 5 hectares pour l'espèce, ce qui est assez vaste pour un si petit oiseau (Desrochers 1995a). Selon Erskine (1977), cette mésange pourrait nicher dans des forêts qui ne sont pas parvenues à maturité. D'après les résultats de nos inventaires (tableau 9), cette mésange évite totalement les coupes récentes (I-C) et les brûlis (I-F) tandis que son abondance maximale se retrouve dans les forêts matures (IV-F 120 ans, IV-F 200 ans) et les jeunes forêts (III-F, III-C). Crête *et al.* (1995) ont observé une préférence d'habitat similaire au nord de la forêt boréale québécoise. Elle se retrouve donc dans le groupe d'espèces plus strictement forestières (figures 7) et sa présence est reliée au nombre de résineux dans la strate arborescente supérieure (tableau 10). Comme l'espèce peut excaver elle-même des cavités nécessaires pour sa nidification (McLaren 1975) et que son abondance est forte même dans des forêts qui ne sont pas parvenues à maturité, nos résultats démontrent que cette espèce pourra encore trouver des milieux adéquats pour sa nidification même sous un régime de coupes à rotations rapides. À long terme, la perte d'une proportion importante de forêts matures où l'abondance de l'espèce est maximale devrait toutefois avoir une incidence notable sur l'abondance de population de la Mésange à tête brune.

2) Troglodyte des forêts (Migrateur de courte distance, nicheur au sol)

Selon Godfrey (1986), ce troglodyte fréquente surtout les forêts conifériennes parvenues à une certaine maturité, typiquement les forêts denses et humides, où le sol est couvert de buissons enchevêtrés et d'arbres renversés. Nos résultats concordent avec cette définition, puisque son abondance maximale se retrouve dans les forêts matures et les jeunes forêts (tableau 9). De plus, le recouvrement de la strate arbustive supérieure et le nombre de résineux dans la strate arborescente supérieure sont des paramètres importants

déterminant la présence de l'espèce dans un site donné (tableau 10). La "sapinisation" des peuplements après coupe ne devrait pas nuire à l'espèce en raison du fait qu'elle semble préférer les peuplements où on retrouve des Sapins baumiers d'une hauteur supérieure à 2 m (tableau 10). Ces préférences font en sorte qu'on le retrouve généralement dans les mêmes sites que d'autres espèces plus strictement forestières comme la Mésange à tête brune et le Roitelet à couronne dorée (figure 7).

Selon Erskine (1992), le renouvellement continu des peuplements conifériens utilisés par l'industrie forestière devrait assurer le maintien des populations de cette espèce dans le futur. En effet, nos résultats démontrent que l'utilisation des jeunes forêts qui ne sont pas encore parvenues à maturité par cette espèce devrait assurer son maintien dans les zones intensément exploitées. Toutefois, à long terme, la perte d'une proportion importante de forêts matures où l'abondance de l'espèce est maximale devrait avoir une incidence notable sur l'abondance de population du Troglodyte des forêts.

3) Roitelet à couronne dorée (migrateur de courte distance, nicheur dans les arbres)

Ce roitelet niche dans les forêts conifériennes fermées de toute la zone boréale au Canada (Godfrey 1986, Klinkerberg 1987, Erskine 1992). Comme plusieurs autres passereaux, son territoire de nidification ne couvre qu'une faible superficie, soit moins de 2,5 hectares (Larivée et Darveau 1995). Dans les pessières noires étudiées, son abondance maximale est atteinte dans les forêts matures d'environ 120 ans, mais on l'a aussi retrouvé dans tous les autres stades à l'exception des brûlis (I-F) et des coupes récentes (I-C) (tableau 9). Sa préférence pour les forêts matures denses est bien démontrée par son association avec les sites présentant un bon nombre de résineux dans les strates arborescentes et où plusieurs arbres ont des diamètres à hauteur de poitrine supérieur à 20 cm (tableau 10). Ainsi, le dendrogramme du chevauchement de l'utilisation de l'habitat le place parmi le groupe d'espèces les plus liées au milieu strictement forestier (figure 7). Dans les forêts mixtes de l'Ontario (Welsh 1987) comme dans les forêts d'épinettes de l'Alberta (Farr 1992), cette espèce est également associée à des forêts matures.

Selon Erskine (1992), le futur semble peu prometteur pour le Roitelet à couronne dorée en raison des prévisions de rotations de coupe plus rapides qui réduiront la proportion de forêts matures. Toutefois, nos résultats démontrent que même sous un régime de coupes, cette espèce devrait pouvoir se maintenir dans des jeunes forêts qui ne sont pas

encore parvenues à maturité. L'effectif des populations sera cependant sensiblement réduit comparativement aux sites matures qui correspondent mieux à ses exigences et où l'abondance de l'espèce est maximale.

4) Roitelet à couronne rubis (Migrateur de courte distance, nicheur dans les arbres)

Comparativement au Roitelet à couronne dorée, le Roitelet à couronne rubis est plus généraliste dans sa recherche de nourriture (Rabenold 1978). De plus, il fréquente généralement des forêts plus ouvertes (Ewert 1991), tant conifériennes que mixtes (Erskine 1992, Barrette et Darveau 1995). Dans la forêt boréale de l'Ontario, Kendeigh (1947) a évalué son territoire à 1,01 hectares.

Dans les pessières noires étudiées, son abondance maximale est atteinte dans les arbustaines, les jeunes forêts et celles matures peu denses d'environ 200 ans, mais on l'a aussi retrouvé dans les autres stades à l'exception des brûlis (I-F) (tableau 9). Il préfère les sites ayant un bon recouvrement dans la strate arbustive où on retrouve peu de feuillus (tableau 10). Même si ce roitelet est classé parmi les espèces plus forestières (figure 7), nos résultats démontrent que son habitat préférentiel est moins limité que chez le Roitelet à couronne dorée qui est plus associé aux forêts matures.

Dans le nord de la forêt boréale québécoise (Crête *et al.* 1995) comme dans les forêts d'épinettes de l'Alberta (Farr 1992), cette espèce est considérée comme étant ubiquiste. Toutefois, plusieurs études ont démontré que la densité de ce roitelet décline suite aux feux ou aux coupes (Franzreb et Ohmart 1978, Apfelbaum et Haney 1981, Blake 1982), ce qui est aussi le cas dans les pessières que nous avons étudié. En conséquence, des rotations de coupe plus rapides que des rotations naturelles de feu limiteront l'habitat disponible pour ce roitelet. Toutefois, nos résultats démontrent que même sous un régime de coupes, cette espèce devrait pouvoir se maintenir dans des jeunes forêts qui ne sont pas encore parvenues à maturité. Son utilisation des arbustaines le rend d'ailleurs moins vulnérable face aux coupes forestières que le Roitelet à couronne dorée. Nous rejoignons donc Erksine (1992) ainsi que Ingold et Wallace (1994) qui considèrent que la conservation du Roitelet à couronne rubis n'est pas problématique à l'heure actuelle.

5) Paruline à croupion jaune (Migrateur de courte distance, nicheur dans les arbres)

Selon Létourneau et Lafontaine (1995), cette paruline préfère les forêts parvenues à maturité et les forêts de transition conifériennes ou mixtes. Nos résultats sont similaires puisque l'abondance de cette paruline est élevée dans tous les stades à l'exception des brûlis (I-F) et des coupes récentes (I-C) (tableau 9). De plus, dans le nord de la forêt boréale québécoise (Crête *et al.* 1995) cette paruline est moins abondante dans les brûlis que dans les jeunes forêts. Elle préfère les sites ayant un bon recouvrement dans la strate muscinale et où on retrouve un bon nombre de résineux dans la strate arbustive inférieure (tableau 10), ce qui peut expliquer sa rareté dans les plus jeunes stades de développement forestier. Même si cette paruline est classée parmi les espèces plus forestières (figure 7), elle se retrouve au bas de l'échelle ce qui témoigne d'une plus grande souplesse quant au choix de l'habitat de nidification.

D'après Erskine (1992), l'industrie forestière ne met pas en danger cette espèce en autant que le territoire soit aménagé pour la production de résineux. Par contre, des rotations de coupe plus rapides que des rotations naturelles de feu limiteront l'habitat disponible pour cette paruline qui se retrouve en nombre très faible dans les coupes récentes. Toutefois, nos résultats démontrent que même sous un régime de coupes, cette espèce devrait pouvoir se maintenir dans des jeunes forêts qui ne sont pas encore parvenues à maturité.

6) Bec-croisé à ailes blanches (Espèce irruptive, nicheur dans les arbres)

Selon Benkman (1990), le principal facteur qui influence la nidification de l'espèce est la disponibilité de graines de conifères et non certaines autres caractéristiques particulières de l'habitat. Dans les pessières noires, le même auteur (1992) précise aussi que la reproduction coïncide avec l'ouverture des cônes de ce conifère, soit de mars à mai. Lors de nos inventaires, la plupart des observations concernaient des groupes familiaux à la recherche de nourriture, ce qui rendait difficile l'inventaire de cette espèce par la méthode des points d'écoute. De plus, comme il s'agit d'une espèce nomade à la recherche de zones où la production de graines est abondante au sein de la forêt boréale à l'échelle du continent (Benkman 1987), sa plus forte abondance dans les secteurs après coupe dans la réserve des Laurentides en 1995 (tableau 6) ne démontre pas nécessairement une préférence pour ces sites comparativement aux sites naturels vu l'éloignement géographique de ces deux aires

d'étude. Les résultats obtenus au niveau du chevauchement de l'habitat (figure 7) et des caractéristiques de la végétation importantes pour l'espèce (tableau 10) reflètent donc ces écarts d'abondance dû à l'éloignement géographique des sites choisis et sont ainsi peu utiles dans le cadre de ce travail.

Dans la littérature, les divers auteurs ne s'entendent pas sur l'impact qu'auront les coupes forestières sur les populations de cette espèce. Selon Létourneau (1995), les pratiques forestières qui favorisent la croissance rapide et surtout la coupe hâtive des arbres, avant que ces derniers ne commencent à produire des cônes, peuvent nuire à l'espèce. En raison du fait que la plupart des conifères produisent peu de cônes avant d'atteindre une trentaine d'années (Fowells 1965), Benkman (1992) considère aussi que les opérations forestières dégradent l'habitat de l'espèce, particulièrement dans les forêts d'épinettes noires où la pression de l'homme se fait de plus en plus forte. Cet auteur recommande même de protéger des coupes de plus grandes superficies de forêts boréales et même d'allonger les rotations de coupe dans les zones exploitées pour protéger cette espèce. Par contre, le fait que ce bec-croisé atteigne une abondance maximale dans les arbustaires et les jeunes forêts après coupe autant que dans des forêts naturelles de 200 ans (tableau 9) démontre bien qu'il n'est pas limité uniquement aux forêts matures en période de nidification. Nos résultats rejoignent donc plutôt Erskine (1992) selon qui les rotations de coupe actuelles ne sont pas assez courtes pour affecter sérieusement les populations de Bec-croisé à ailes blanches. Son absence dans les milieux récemment perturbés (tableau 6) laisse toutefois présager un déclin de l'espèce comparativement à un régime naturel de feux à rotations plus longues.

7) Chardonneret des pins (Espèce irruptive, nicheur dans les arbres)

Ce chardonneret se caractérise par son nomadisme presque constant et par ses déplacements erratiques, ce qui fait que sa présence dans une région donnée est irrégulière d'une année à l'autre et semble surtout déterminée par l'abondance de graines de conifères mais aussi de certains feuillus (Rivard et Bombardier 1995). Tout comme le Bec-croisé à ailes blanches, sa plus forte abondance dans les sites après coupe dans la réserve des Laurentides en 1995 (tableau 6) ne démontre pas nécessairement une préférence pour ces sites comparativement aux sites naturels vu l'éloignement géographique de ces deux aires d'étude. Les résultats obtenus au niveau du chevauchement de l'habitat (figure 7) et des caractéristiques de la végétation importantes pour l'espèce (tableau 10) reflètent donc aussi

ces écarts d'abondance dû à l'éloignement géographique des sites choisis et sont ainsi peu utiles dans le cadre de ce travail.

Au tableau 9, on remarque toutefois que l'abondance maximale de ce chardonneret a été atteinte dans les arbustaires et les jeunes forêts après coupe ce qui démontre que cette espèce ne se limite pas seulement aux forêts matures. Nos résultats rejoignent donc Erskine (1992) qui ne croit pas que les opérations forestières actuelles nuisent à l'espèce. Son absence dans les coupes récentes (tableau 6) dans une région où l'espèce abonde dans des sites plus âgés laisse toutefois présager un déclin de l'espèce comparativement à un régime naturel de feux.

5.2.4 Espèces très défavorisées

Toutes les espèces se retrouvant exclusivement dans les forêts matures ou les brûlis seront très vulnérables face à l'exploitation forestière de la zone boréale, surtout si leur territoire de nidification couvrent une grande superficie. Nos travaux nous permettent d'identifier seulement trois espèces qui correspondent à ce portrait, toutes des nicheurs en cavité, aucune d'entre elles n'étant toutefois encore reconnue comme menacée ou en sérieux déclin au Québec.

1) Pics à dos noir et tridactyle (Résidents, nicheurs en cavité)

Les Pics à dos noir et tridactyles sont deux espèces résidentes de pics très apparentés et largement distribués dans la forêt boréale en Amérique du nord (Bock et Bock 1974). Au Québec, on connaît peu ces deux espèces qui coexistent dans le domaine de la pessière noire. Dans le nord des Rocheuses aux États-Unis, ces deux pics sont considérés comme ayant une distribution assez limitée aux brûlis, plus particulièrement chez le Pic à dos noir (Hutto 1995). Chez ce pic, seuls les arbres ayant un dhp de 19 à 30 cm sont favorables pour qu'il puisse y creuser des cavités nécessaires à sa nidification (Peck et James 1983). Lors de nos inventaires, seules les forêts matures et les brûlis étaient utilisés par ces espèces (tableau 6). Il est important de noter que seuls ces sites ont des quantités importantes d'arbres vivants ou de chicots ≥ 20 cm de dhp (tableaux 1 à 5). Il est probable que les autres stades de développement forestier offrent trop peu de sites de nidification potentiels pour qu'ils soient utilisés par ces pics. Le dendrogramme d'utilisation de l'habitat (figure 7) indique aussi que parmi le groupe d'espèces caractéristiques du milieu forestier, ces deux

espèces sont les plus associées aux forêts matures. Comme ils n'utilisent pas les forêts plus jeunes, ces pics sont extrêmement sensibles à la récolte forestière et ne pourront plus trouver des sites de nidification favorables sous des rotations de coupes de 85-100 ans. De plus, comme les territoires de nidification du Pic tridactyle ont été estimés de 11 à 19 hectares de superficie en Norvège (Cramp 1985), cette espèce et le Pic à dos noir sont probablement très vulnérables à la fragmentation des forêts matures suite aux opérations forestières.

Au Québec, les données sont trop fragmentaires pour permettre une interprétation juste des tendances des effectifs du Pic tridactyle (Cyr et Alvo 1995). Dans le cas du Pic à dos noir, les pratiques forestières qui tendent à supprimer les forêts surannées et les arbres dépérisant qu'il affectionne ont été identifiées comme pouvant entraîner une diminution de ses effectifs à long terme (Erskine 1992, Gauthier et Darveau 1995). De plus, les coupes de récupération du bois brûlé diminueraient substantiellement la qualité de l'habitat pour ces deux espèces (Hutto 1995).

2) Grimpereau brun (Migrateur de courte distance, nicheur en cavité)

Le Grimpereau brun se reproduit surtout dans les forêts âgées, tant conifériennes et caducifoliées que mixtes (Shaffer et Alvo 1995). On le retrouve aussi dans des brûlis, tant que les lambeaux d'écorce sous lesquels il installe son nid ne se sont pas détachés des troncs (Apfelbaum et Haney 1977). Il se nourrit d'arthropodes se retrouvant sur le tronc des arbres, en utilisant son bec incurvé pour extraire sa nourriture des crevasses de l'écorce sans la perturber comme le font les pics ou les sittelles (Davis 1978). Mariani et Manuwall (1990) ont démontré que l'abondance des grimpereaux est liée à l'abondance d'arthropodes sur le tronc des arbres, ce qui est aussi lié à la profondeur des crevasses de l'écorce et au diamètre à hauteur de poitrine des arbres. Nos résultats sont en accord avec les études précédentes, puisqu'il n'a été recensé que dans les forêts matures (stade IV) et les brûlis (stade I-F) (tableau 9). Son utilisation de l'habitat en période de nidification est avec les pics, la plus reliée à un couvert forestier mature (figure 7). De plus, son abondance serait positivement liée au nombre de résineux dans la strate arbustive supérieure et au nombre de chicots d'un dhp supérieur à 20 cm (tableau 10).

Comme cette espèce ne se retrouve pas dans des stades plus jeunes, y compris des jeunes forêts d'environ 70 ans (stade III-F), le Grimpereau brun est une espèce extrêmement

sensible à la récolte forestière et ne pourra plus trouver des sites de nidification favorables sous des rotations de coupes de 85-100 ans. Kuitunen et Helle (1988) ont démontré que chez le Grimpereau des bois européen, les effets néfastes de la foresterie sont encore plus dramatiques au nord de son aire de répartition puisqu'il doit y établir des territoires plus grands que dans les forêts du sud. L'habitat résiduel est aussi plus vulnérable à l'action des pluies abondantes et des vents violents qui peuvent détruire les nids en détachant l'écorce des arbres (Davis 1978). La fragmentation des forêts matures d'épinettes suite aux opérations forestières pourrait donc être aussi néfaste au Grimpereau brun, qui établit des territoires de nidification pouvant couvrir jusqu'à 6,4 ha au Michigan (Davis 1978). Au Québec, on note d'ailleurs une diminution du nombre d'observations plus marquée sur une bande qui s'étend de l'Abitibi au Bas St-Laurent, en passant par la région du Lac Saint-Jean. Cette diminution est attribuée aux coupes intensives qui ont été effectuées dans ces secteurs entre 1974 et 1988 (Shaffer et Alvo 1995).

5.2.5 Espèces non-classées

Les espèces rares ou mal inventoriées par la méthode des points d'écoute ne peuvent être incluses dans le classement précédent. Certaines espèces, dont la répartition géographique en milieu boréal ne s'étend pas jusqu'au nord-ouest du Lac Saint-Jean ont aussi du être écartées du classement. Dans chaque cas, les raisons motivant leur exclusion sont décrites.

1) Crècerelle d'Amérique (Migrateur de courte distance, nicheur en cavité)

Comme pour tous les autres rapaces, la méthode des points d'écoute n'est pas appropriée pour recenser adéquatement la Crècerelle d'Amérique. Les deux seules observations ont été faites dans des brûlis (Stade I-F).

2) Tétras du Canada (Résident, nicheur au sol)

Cette espèce discrète est difficile à repérer par la méthode des points d'écoute. La seule détection a été réalisée dans un site de forêt mature de 120 ans. Une étude plus approfondie de l'effet des coupes sur cette espèce supervisée par le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec est en cours de réalisation (Courtois et Potvin

1994). D'après ces données fragmentaires, le Tétras du Canada serait probablement classé comme étant défavorisé par les rotations de coupe.

3) Pic flamboyant (Migrateur de courte distance, nicheur en cavité)

La seule observation de ce pic a été réalisée dans le stade II après coupe. La rareté de l'espèce exclut toute possibilité de classement.

4) Moucherolle à ventre jaune (Migrateur néotropical, nicheur au sol)

Détecté dans cinq points de trois stades différents, ce Moucherolle n'a pas présenté de préférence significative pour un ou des stades de développement particuliers (tableau 9). Bien qu'il n'appartienne probablement pas au groupe d'espèces sévèrement affectées par la récolte forestière, le faible nombre d'observations de ce moucherolle explique qu'il ait été retiré du classement des espèces.

5) Moucherolle tchébec (Migrateur néotropical, nicheur dans les arbres)

La seule observation de ce moucherolle a été réalisée dans le stade II après coupe. La rareté de l'espèce exclut toute possibilité de classement. Dans l'ensemble du Québec, il se retrouve principalement dans les forêts décidues et mixtes et son abondance est faible dans les pessières noires à mousses (Darveau 1995).

6) Hirondelle bicolore (Migrateur de courte distance, nicheur en cavité)

Comme cette espèce se nourrit d'insectes qu'elle chasse en vol, la technique des points d'écoute ne permet pas d'associer les individus observés à un site d'observation particulier. Les individus décelés en vol au-dessus des points ont donc été éliminés lors des analyses. La seule observation retenue concerne un couple nichant dans un ancien trou de pic dans le brûlis de 1983. Cette cavité se trouvait à moins de 50 mètres d'un nid actif de Pic à dos noir.

7) Geai du Canada (résident, nicheur dans les arbres)

Ce geai est une espèce caractéristique des forêts conifériennes de la zone boréale en Amérique du nord. Comme les territoires défendus à l'année couvrent une superficie d'environ 69 hectares au Québec (Strickland et Ouellet 1993), peu d'individus ont été recensés dans nos points d'écoute (tableau 6) mais l'abondance semble toutefois être assez homogène entre les stades de développement forestier (tableau 9). De plus, les données du chevauchement de l'habitat ne présentent pas de rattachement évident à aucun groupe d'espèces associées à un stade de développement particulier (figure 7). Ces résultats sont similaires à Crête *et al.* (1995) et à Farr (1992) qui considèrent cette espèce comme étant ubiquiste.

Même si certains auteurs craignent que les coupes forestières limitent au moins de façon temporaire les habitats favorables à l'espèce (Erskine 1992, Strickland 1995), nos résultats ne permettent pas d'affirmer que ce geai préfère d'une façon nette les forêts matures ou même les jeunes forêts aux autres stades de développement forestier. Toutefois, comme le Geai du Canada occupe un vaste territoire et est parfois très discret, la méthode des points d'écoute est assez mal adaptée pour détecter cette espèce, ce qui justifie son retrait du classement. Une étude comportant un meilleur suivi de certains individus permettrait de mieux évaluer leur sélection de l'habitat parmi une variété de peuplements appartenant à différentes classes d'âges. À l'heure actuelle, la plus grande préoccupation concernant la conservation de cette espèce demeure sa vulnérabilité dans des pièges destinés à la capture d'animaux à fourrure (Strickland et Ouellet 1993).

8) Mésange à tête noire (Résident, nicheur en cavité)

La seule observation de cette mésange a été réalisée dans le stade II après coupe. La rareté de l'espèce exclut toute possibilité de classement. Elle caractérise surtout les forêts feuillues ou mixtes et au Québec son abondance est faible dans le domaine de la pessière noire à mousses (Desrochers 1995b).

9) Merle-bleu de l'Est (Migrateur de courte distance, nicheur en cavité)

Deux mâles chanteurs ont été vus dans deux points d'écoute différents dans le brûlis de 1983. Ces mentions de merles-bleus sont les plus nordiques connues pour la région du

Saguenay-Lac Saint-Jean et une des rares mentions dans les forêts naturelles du Québec (Savard 1996).

10) Merle d'Amérique (Migrateur de courte distance, nicheur dans les arbres)

L'espèce a été repérée dans seulement trois points: deux dans des brûlis récents (I-F) et un dans des arbustaires issues de coupes (II-C). Sa rareté exclut toute possibilité de classement. Son habitude de se nourrir au sol dans des zones bûchées ou des clairières (Tardif et Lanque 1995) le rend probablement peu vulnérable à la récolte forestière.

11) Jaseur des cèdres (Migrateur de courte diatance, nicheur dans les arbres)

Le Jaseur des cèdres est un oiseau gréginaire qui affiche peu de comportements territoriaux (Shaffer et Tardif 1995). Par conséquent, l'analyse de résultats obtenus dans un faible nombre de points d'écoute (4 dans le stade I-F, un dans le stade II-C) est trompeuse. Ces observations sont composées de plusieurs groupes de deux à sept individus, ce qui élève le nombre moyen d'individus par point même si le nombre de mentions est faible. Nous avons donc considéré les résultats obtenus (tableau 9, figure 7) comme trop fragmentaires pour permettre une classification adéquate de cette espèce.

12) Viréo de Philadelphie (Migrateur néotropical, nicheur dans les arbres)

Les deux seules mentions de ce viréo ont été effectuées dans des coupes récentes (I-C). Ce stade est celui qui correspond le mieux à son habitat préférentiel de nidification, soit les forêts en régénération contenant des gaulis de tremble et des arbrisseaux (Villard 1995). Toutefois, les sites sélectionnés largement dominés par l'Épinette noire semblent mal correspondre aux exigences de cette espèce, ce qui en explique la rareté lors de nos inventaires.

13) Viréo aux yeux rouges (Migrateur néotropical, nicheur dans les arbres)

La seule mention de ce viréo a été effectuée dans des coupes récentes (I-C). Cette espèce préfère les forêts feuillues ou mixtes et au Québec son abondance est faible dans le domaine de la pessière noire à mousses (Darveau et Barrette 1995).

14) Paruline obscure (Migrateur néotropical, nicheur au sol)

Les deux seules observations proviennent de jeunes forêts (III-F et III-C). Sa rareté dans les sites d'étude exclut toute possibilité de classement. Sa quasi-absence dans les pessières en régénération indique que la présence de feuillus ou d'une plus grande proportion de sapins sont probablement nécessaires à cette espèce en période de nidification.

15) Paruline à poitrine baie (Migrateur néotropical, nicheur dans les arbres)

Une seule observation de cette espèce a été réalisée, dans une jeune forêt issue de feu. Comme la Tordeuse des bourgeons de l'épinette constitue une part importante de son alimentation estivale (Morse 1978), cette espèce caractérise probablement beaucoup mieux les sapinières que les pessières noires à mousses.

16) Paruline rayée (Migrateur néotropical, nicheur dans les arbres)

Selon Godfrey (1986), cette paruline fréquente les secteurs de repousses en conifères, les bordures des brûlés et des zones bûchées. Dans le Québec méridional, elle est toutefois beaucoup plus abondante dans la moitié est du territoire, soit dans l'arrière-pays de la Côte-Nord et dans la réserve faunique des Laurentides jusqu'au Saguenay. Son abundance relative dans ces régions est élevée alors qu'elle devient minimale dans les pessières à mousses du nord-ouest du Lac Saint-Jean (Nadeau 1995a). Nos résultats confirment les données de l'Atlas, cette paruline n'ayant été recensée que dans les sites après coupe situés dans la réserve faunique des Laurentides (tableau 6). Sa préférence pour les arbustaines (II-C) et les jeunes forêts (III-C) où le recouvrement de la strate arbustive supérieure est élevé confirme ses préférences d'habitat précédemment décrites (tableaux 9 et 10). L'absence de cette espèce dans les sites naturels au nord du lac Saint-Jean empêche toute comparaison avec les sites après coupe, mais son abundance dans ces sites en régénération n'en fait pas une espèce qui puisse être sévèrement affectée par les coupes forestières. Erksine (1992) en arrive aux mêmes conclusions pour les populations nichant dans les maritimes.

17) Paruline à calotte noire (Migrateur néotropical, nicheur au sol)

Seulement deux individus ont été entendus dans des brûlis récents (I-F). Comme cette espèce niche dans les zones humides où on retrouve des arbrisseaux feuillus (Alvo 1995), cette paruline ne caractérise pas les pessières noires elles-mêmes. Sa rareté dans les sites mésiques inventoriés exclut toute possibilité de classement.

18) Bruant fauve (Migrateur de courte distance, nicheur au sol)

Tout comme la Paruline rayée, le Bruant fauve fréquente surtout la moitié est du Québec méridional où il préfère les milieux en régénération et devient rare à l'ouest du 73^e méridien (Bisson et Limoges 1995). Nos résultats confirment les données de l'Atlas, ce bruant n'ayant été recensé que dans les jeunes forêts après coupe situées dans la réserve faunique des Laurentides (tableau 6). L'absence de cette espèce dans les sites naturels au nord du Lac Saint-Jean empêche toute comparaison avec les sites après coupe, mais sa préférence pour des sites en régénération, notamment suite à des opérations forestières (Hardy et Desgranges 1989) n'en fait pas une espèce qui puisse être sévèrement affectée par les coupes.

19) Quiscale rouilleux (Migrateur de courte distance, nicheur dans les arbres)

Sa présence n'a été notée que dans un seul point des coupes récentes (I-C). Comme il niche en bordure des plans d'eau (Nadeau 1995b), les sites retenus ne correspondaient pas à l'habitat de nidification de l'espèce ce qui justifie sa rareté et son retrait du classement.

5.3 Variabilité annuelle des populations d'oiseaux

5.3.1 Variabilité des groupes d'espèces

Dans les pessières noires après coupe, les résultats obtenus de 1993 à 1995 concordent avec Helle et Mönkkönen (1986) ainsi que Blake *et al.* (1994) selon lesquels les migrants de courte distance forment le groupe d'espèces présentant le plus de similitudes entre leurs fluctuations annuelles de population (tableau 11). La plus forte abondance de plusieurs de ces espèces en 1993 (Troglodyte des forêts, Roitelet à couronne dorée, Paruline à croupion jaune et Junco ardoisé) survient après un mois de février plus chaud que la

normale dans leurs aires d'hivernage aux États-Unis, tandis que 1994 et 1995 ont présenté des températures sous la normale (National Climatic Data Center NOAA 1996). En Angleterre, Peach *et al.* (1995) ont démontré que la sévérité des hivers affecte de façon importante le taux de mortalité du Troglodyte des forêts, ce qui laisse penser que d'autres migrants de courte distance sont aussi vulnérables aux hivers froids.

L'abondance du Bec-croisé à ailes blanches et du Chardonneret des pins en 1995 contraste avec leur absence ou quasi-absence en 1993 et 1994 (tableau 11). Ces espèces étant nomades en raison de la variabilité annuelle de la production de cônes, nos résultats sont peu surprenants. En Finlande, Virkkala (1989) a aussi documenté des variations importantes de densité du Bec-croisé à ailes blanches qui reflètent des changements à l'échelle régionale ou même continentale. Notre étude sur trois années est toutefois probablement beaucoup trop courte pour documenter adéquatement les cycles d'abondance et de rareté de ces espèces.

Le fait que plusieurs espèces présentent des baisses d'effectifs à l'été 1994 (tableau 11), peu importe leur statut migratoire, laisse croire que certains facteurs ont joué un rôle important sur les aires de nidification. Les résultats météorologiques obtenus à l'Étape dans la réserve faunique des Laurentides de mai à juillet 1994 ne présentent toutefois pas de températures moyennes plus faibles pour cette période, ni de précipitations plus abondantes comparé à 1993 ou 1995 (Environnement Canada 1993, 1994, 1995). Les conditions météorologiques sur les aires de nidification ne semblent donc pas expliquer les baisses observées en 1994. Comme le mentionne Hogstad (1993), le fait que plusieurs espèces présentent des patrons de variabilité différents démontre probablement que chaque espèce est influencée par une combinaison de facteurs différents. À moins d'observer des phénomènes extrêmes (météo, épidémies d'insectes, etc.), les variabilités constatées deviennent difficiles à interpréter.

5.3.2 Validité des résultats obtenus en une seule saison

Les comparaisons de l'abondance des oiseaux entre les trois stades de régénération après coupe (tableau y) démontrent à quel point les conclusions statistiques varient en fonction des années d'inventaire. Ces résultats confirment ceux de Palgrem (1987) selon lesquels les études n'ayant qu'une seule saison de prise de données ne donnent pas une bonne image des populations d'oiseaux d'une région en raison des fluctuations annuelles des

populations d'oiseaux et du fait que certaines espèces ne sont qu'occasionnellement présentes. Par exemple, le Chardonneret des pins, abondant en 1995 n'avait jamais été recensé au cours des deux étés précédents (tableau 11). Toutefois, dans la majorité des cas, n'importe laquelle des trois années permet de démontrer statistiquement si une espèce appartient au groupe des espèces des milieux ouverts (stades I et II) ou plus strictement forestières (stades II et III). Le fait que dix des seize espèces analysées présentes au moins deux années avec des conclusions statistiques identiques démontre également que la majorité des espèces utilisent l'habitat de façon similaire peu importe l'année d'inventaire. L'augmentation de l'utilisation des coupes récentes avec le temps par certaines espèces (Paruline à joues grises, Paruline à tête cendrée) reflète possiblement la croissance de la strate arbustive avec les années dans ce stade plus jeune, ce qui n'a malheureusement pas été mesuré dans le cadre de ce travail. Les modifications de l'habitat avec le temps sont d'ailleurs l'un des principaux facteurs cités par Blake *et al.* (1994) pour expliquer la variabilité de certaines espèces d'oiseaux.

5.4 Récolte forestière et maintien de la diversité aviaire

Bien que la plupart des espèces d'oiseaux puissent prospérer ou se maintenir sous un régime de coupe à rotations rapides, nos travaux ont permis de démontrer que certaines espèces auront de la difficulté à trouver des sites de nidification favorables dans les zones intensément aménagées en fonction de la ressource forestière. Afin de minimiser les impacts négatifs des opérations forestières sur la faune, les biologistes devront travailler avec les ingénieurs forestiers et élaborer de nouvelles pratiques qui tiennent compte à la fois du besoin de récolte de matière ligneuse ainsi que de la nécessité de ne pas réduire la diversité des espèces associées au milieu forestier. Les avenues possibles concernant l'avifaune impliqueront nécessairement la protection des chicots sur les aires de coupe et le maintien de forêts matures de grandes superficies qui ne soient pas isolées les unes des autres.

5.4.1 Protection des chicots sur les aires de coupe

Comparativement aux brûlis, l'absence d'oiseaux nichant dans des cavités est la principale caractéristique des coupes récentes. Comme les chicots créés par le passage du feu demeurent debouts pendant une vingtaine d'années, toute cette période est favorable à ces espèces, ce qui n'est pas le cas suite à des coupes. Assurer une meilleure protection des

chicots sur les aires de coupe permettrait de favoriser plusieurs espèces sans entraîner de perte de volume de bois pour les compagnies forestières. Toutefois, comme les arbres morts risquent de se détériorer plus rapidement que des arbres récemment tués par le feu, il pourrait être préférable de créer des chicots en coupant la tête de quelques arbres vivants sur les parterres de coupe. Le coeur de ces arbres a tendance à être envahi rapidement par des moisissures et champignons, ce qui affaiblit le bois et le rend attrayant pour les pics qui ont tendance à préférer ce type de chicot pour excaver leurs cavités (Welsh et Capen 1992). Ces arbres seraient moins enclin à tomber rapidement lors de leur exposition à des vents violents que les arbres morts déjà présents au moment de la coupe. De plus, même si des peuplements récoltés contiennent peu d'arbres morts, cette technique permettrait d'en créer afin d'atteindre la densité désirée sur les parterres de coupe. Cette pratique est déjà en application en Colombie-Britannique (Ministry of forests-BC Environment 1995) et mériterait plus d'attention au Québec.

5.4.2 Maintien de forêt matures de grandes superficies

Les espèces associées uniquement aux forêts matures sont souvent des espèces ayant de grands domaines vitaux. Dans le cas du Pic tridactyle, les territoires de nidification ont été évalués comme ayant entre 11 et 19 hectares en Norvège (Cramp 1985). Pour certains mammifères comme la martre, les superficies nécessaires sont probablement encore plus étendues. Les règles actuelles concernant la superficie des séparateurs de coupe et des bandes riveraines risquent d'être insuffisantes pour maintenir ces espèces dans les zones exploitées, bien que cette question mériterait nettement d'être plus étudiée sur le terrain. Le concept de forêt-mosaïque, qui vise à distribuer les aires de coupe dans l'espace et dans le temps de façon à imiter le régime naturel des perturbations serait sans conteste une solution idéale à ce problème (Bélanger 1992). Toutefois, comme la récolte se fait actuellement dans des forêts vierges, l'application de ce concept sera difficilement réalisable. En effet, sa concrétisation nécessiterait un investissement important dans le réseau routier et un changement dans l'axe de la récolte forestière. Les conséquences économiques et écologiques de ces changements sont peu connus. De plus, comme le patron des coupes s'est historiquement fait du sud vers les zones vierges au nord, les forêts de seconde venue deviendront aussi matures en suivant cet axe, ce qui rendra difficile la distribution des coupes puisque les forêts matures ne seront pas réparties uniformément sur le territoire. Pour l'ensemble de ces raisons, le concept de forêt mosaïque nous semble difficile à appliquer à grande échelle dans le domaine de la pessière noire.

De même, la réduction des superficies de coupe ne semble pas être une solution acceptable, puisqu'elle contribue à accroître la fragmentation des bandes de forêt laissées intactes. Même si des lois en ce sens ont généralement la faveur du public pour qui les superficies coupées s'apparentent à des déserts, elles ne contribuent pas à améliorer l'habitat pour les espèces associées aux forêts matures. La seule façon de créer des superficies de forêts matures d'un seul tenant de plus grande superficie sans réduire le volume de bois récolté nécessitera donc la réalisation de coupes qui seront elles aussi plus grandes. De cette façon, la superficie totale laissée intacte resterait inchangée, mais deviendrait plus favorable pour les espèces ayant de grands domaines vitaux.

5.4.3 Continuité des forêts matures dans l'axe de la récolte forestière

Comme la plupart des espèces associées aux plus jeunes stades de développement forestier sont migratrices, la continuité de ces habitats n'est pas essentielle pour assurer leur utilisation par ces espèces. De plus, comme de façon naturelle ces habitats étaient créés par des feux distribués sur l'ensemble du territoire, la continuité de ces habitats n'a probablement jamais été réalisée. Par contre, il en est tout autrement pour les forêts matures qui contiennent une plus grande proportion d'espèces résidentes. Les pratiques forestières doivent tenir compte de ce fait et assurer la continuité des écosystèmes, comme c'est le cas en Colombie-Britannique (Ministry of forests-BC Environment 1995). Afin de remplir leur principal rôle qui est de servir de refuge aux espèces associées aux forêts matures et d'assurer leur dispersion et leur recolonisation des zones perturbées à proximité, celles-ci devront être prioritairement reliées entre elles dans l'axe de la récolte, soit dans l'axe nord-sud. Les secteurs où la coupe est impraticable en raison de la topographie et les sites à haute valeur récréative sont des exemples de zones pouvant être retenues en premier lieu pour assurer cette fonction. En somme, le temps est venu de planifier les opérations forestières à l'échelle des paysages afin que l'objectif du maintien de la biodiversité devienne une réalité.

CHAPITRE VI

CONCLUSION

D'après les résultats obtenus dans les pessières noires étudiées, on peut conclure que deux communautés aviaires bien distinctes se succèdent au cours du développement de la forêt. Tout d'abord, les milieux récemment perturbés par une coupe ou un feu se distinguent par un assemblage d'espèces caractéristique des milieux ouverts. Plusieurs espèces appartenant au groupe des migrateurs néotropicaux atteignent leur abondance maximale dans ces milieux récemment perturbés, particulièrement dans les coupes récentes où on retrouve une bonne proportion de feuillus dans la strate arbustive supérieure. Les brûlis se distinguent toutefois des coupes par la présence d'un grand nombre de chicots encore debouts et de plusieurs espèces nichant dans des cavités. Par la suite, une fois que la hauteur des épinettes est supérieure à 2 m, cette communauté est remplacée par un assemblage d'espèces plus strictement forestières. Dans le stade des jeunes forêts, les communautés d'oiseaux qu'on retrouve dans des sites se régénérant suite à des coupes est quasi-identique à celle qu'on retrouve dans des sites naturels se régénérant suite à des feux. La proportion d'espèces nichant au sol diminue avec le développement de la forêt, mais on ne retrouve une proportion appréciable de nicheurs en cavité que dans les sites matures de 120 ans ou plus.

Dans la forêt boréale, la suppression des feux et leur remplacement par un régime de coupes à rotations rapides aura comme conséquence la réduction importante de la proportion de forêt dans des classes d'âge mature. Plusieurs espèces associées aux milieux ouverts qu'on retrouve dans les plus jeunes stades du développement forestier seront donc favorisées sous un régime de coupes, vu la plus grande proportion de territoire qui leur deviendra favorable comparativement à un régime de feux. Comme les migrateurs néotropicaux sont étroitement associés à ce groupe d'espèces en milieu boréal, leur déclin dans l'Est de l'Amérique du Nord ne peut être associé aux activités forestières qui s'y déroulent. Par contre, les espèces associées uniquement aux forêts matures ou aux brûlis verront leur habitat considérablement réduit et fragmenté en raison des coupes et des normes actuelles d'intervention en milieu forestier. Pour les Pics à dos noir et tridactyle ainsi que le Grimpereau brun, la perte d'habitat suite aux coupes est permanente sous des rotations de moins d'une centaine d'années, ce qui n'est pas le cas de la majorité des autres espèces associées au milieu forestier qui peuvent nicher dans des forêts plus jeunes.

À l'avenir, le maintien des espèces plus vulnérables dans les zones de récolte forestière impliquera une meilleure protection des chicots sur les aires de coupe et le

maintien de forêts matures de grandes superficies interconnectées entre elles. Dans le domaine de la pessière noire où les opérations de récolte se déroulent du sud vers les forêts vierges au nord, ces forêts matures devraient aussi être distribuées dans cet axe nord-sud pour assurer la dispersion et la recolonisation des aires de coupe par les espèces associées aux forêts matures. L'établissement de telles mesures visant le maintien de la biodiversité tout en reconnaissant l'importance économique des produits issus de la récolte du bois nécessitera une collaboration et non une confrontation entre écologistes et gestionnaires forestiers.

Les résultats obtenus lors de trois années consécutives d'inventaire dans les sites après coupe ont démontré l'importance de la variabilité annuelle des populations de certaines espèces d'oiseaux, notamment les espèces irruptives qui peuvent être totalement absentes pendant deux années de suite. Bien que chaque espèce semble répondre à des facteurs qui leurs sont propres, plusieurs espèces appartenant au groupe des migrants de courte distance ont démontré des patrons de variabilité similaires, probablement en réponse à la rigueur des hivers dans leurs zones d'hivernage.

Notre étude étant limitée aux oiseaux chanteurs, elle ne peut prétendre être le reflet de l'ensemble des espèces associées au milieu boréal. Les canards (dont plusieurs espèces nichent dans des cavités), les rapaces et les espèces nocturnes n'ont pas été inventoriés adéquatement. Certaines de ces espèces sont probablement affectées à divers degrés par la récolte forestière, tout comme d'autres groupes d'organismes (mammifères, amphibiens, etc.). Notre étude n'est donc qu'un premier pas dans un domaine qui mériterait une attention bien plus grande, considérant l'importance du maintien de la biodiversité suite à nos interventions forestières.

CHAPITRE VII

RÉFÉRENCES

- ALEXANDER, M.E. et D.L. EULER. 1981. Ecological role of fire in the uncut boreal mixedwood forest. Pages 42-64 dans: Proc. Boreal Mixedwood Sump., Sept. 16-18, 1980, Thunder Bay, Ont. Dep. Environ., Can. For. Serv., Gt. Lakes For. Res. Cent., Sault Ste. Marie, Ont. COJFRC Sump. Proc. O-P-9.
- ALVO, R. 1995. Paruline à calotte noire. Pages 938-941 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- AMMON, E.M. 1995. Lincoln's Sparrow (*Melospiza lincolni*). dans: Poole, A. et F. Gill, éditeurs. The birds of North America. No. 191. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, The American Ornithologists' Union, Washington. 20 p.
- APFELBAUM, S. et A. HANEY. 1977. Nesting and foraging activity of the Brown Creeper in northeastern Minnesota. The Loon. **49** : 78-80.
- APFELBAUM, S. et A. HANEY. 1981. Bird populations before and after wildfire in a Great Lakes pine forest. Condor. **83** : 347-354.
- ASKINS, R.A., J.F. LYNCH et R. GREENBERG. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. Curr. Ornithol. **7** : 1-57.
- BARNEY, R.J. & B.J. STOCKS. 1983. Fire frequencies during the suppression period. Pages 45-62 dans: R.W. Wein and D.A. McLaren, éditeurs. The role of fire in northern circumpolar ecosystems. Scope 18. John Wiley & sons, Toronto, Canada. 322 p.
- BARRETTE, S. et M. DARVEAU. 1995. Roitelet à couronne rubis. Pages 772-773 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service

- canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal.
xviii + 1295 p.
- BÉLANGER, L. 1992. La forêt-mosaïque: une stratégie d'aménagement socialement acceptable pour la forêt boréale. *L'Aubelle* **88** : 13-15, **89** : 15-18, **90** : 10-11, 14-15.
- BENKMAN, C.W. 1987. Food profitability and the foraging ecology of crossbills. *Ecol. Monogr.* **57** : 251-267.
- BENKMAN, C.W. 1990. Foraging rates and the timing of crossbill reproduction. *Auk.* **107** : 376-386.
- BENKMAN, C.W. 1992. White-winged Crossbill. dans: Poole, A. et F. Gill, éditeurs. *The birds of North America*. No. 27. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, The American Ornithologists' Union, Washington. 20 p.
- BLAKE, J.G. 1982. Influence of fire and logging on breeding bird communities of ponderosa pine forests. *J. Wildl. Management.* **46** : 404-415.
- BLAKE, J.G., J.M. HANOWSKI, G.J. NIEMI et P.T. COLLINS. 1994. Annual variation in bird populations of mixed conifer-northern hardwood forests. *The Condor.* **96** : 381-399.
- BOCK, C.E. et J.H. BOCK. 1974. On the geographical ecology and evolution of the three-toed woodpeckers, *Picoides tridactylus* and *P. arcticus*. *The american midland naturalist.* **92** : 397-405.
- BRAWN, J.D. et R.P. BALDA. 1988. The influence of sylvicultural activity on ponderosa pine forest bird communities in the southwestern United States. Pages 3-21 dans: Jackson, J.A., éditeur. *Bird conservation 3*. University of Wisconsin press, Madison, Wisconsin. 177 p.

- BREWER, R. et L.H. WALKINSHAW. 1991. Common Yellowthroat. Pages 444-445 dans: Brewer, R., G.A. McPeek et R.J. Adams Jr, éditeurs. The atlas of breeding birds of Michigan. Michigan State University Press, East Lansing, xvii + 594 p.
- BRYANT, A.A., J.P.L. SAVARD et R.T. McLAUGHLIN. 1993. Avian communities in old-growth and managed forests of western Vancouver island, British Columbia. Technical Report Series No. 167. Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region, British Columbia. 115 p.
- BYSTRAK, D. 1981. The north american breeding bird survey. Pages 34-41 dans: Ralph, C.J. et J.M. Scott, éditeurs. Estimating numbers of terrestrial birds. Studies in avian biology. No. 6. 630 p.
- CARLETON, T.J. 1982. The pattern of invasion and establishment of *Picea mariana* (Mill.) BSP into the subcanopy layers of *Pinus banksiana* Lamb. dominated stands. Can. J. Forest Res. 12 : 973-984.
- CARLETON, T.J. et P. MACLELLAN. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: a comparative survey in the central canadian boreal forest. Écoscience. 1 : 141-152.
- CODY, M.L. 1974. Competition and the structure of bird communities. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 318 p.
- COURTOIS, R. et F. POTVIN. 1994. Résultats préliminaires sur l'impact à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre et ses utilisateurs en forêt boréale. Troisième rapport d'étape. Ministère de l'environnement et de la Faune. Québec. 97 p.
- COX, G.W. 1960. A life history of the Mourning Warbler. Wilson Bulletin. 72 : 5-28.

- CRAMP, S. 1985. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and north Africa: the birds of the western palearctic, vol. 4, Terns to Woodpeckers. Oxford University Press. Oxford. 960 p.
- CRÊTE, M., B. DROLET, J. HUOT, M.J. FORTIN et G.J. DOUCET. 1995. Chronoséquence après feu de la diversité de mammifères et d'oiseaux au nord de la forêt boréale québécoise. Can. J. For. Res. 25 : 1509-1518.
- CYR, A. et R. ALVO. 1995. Pic tridactyle. Pages 652-655 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- CYR, A. et J. LARIVÉE. 1993. Monitoring bird population changes with ÉPOQ (Étude des populations d'oiseaux du Québec/Studies of bird populations in Québec): twenty-year trends. Présenté au symposium Bird monitoring: the canadian experience. Society of Canadian Ornithologists, Guelph, avril 1993. 18 p. + annexes.
- DARVEAU, M. 1995. Moucherolle tchébec. Pages 678-679 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- DARVEAU, M. et S. BARRETTE. 1995. Viréo aux yeux rouges. Pages 844-847 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- DAVIS, C.M. 1978. A nesting study of the Brown Creeper. The Living Bird. 17 : 237-263.

- DESGRANGES J.L. et G. RONDEAU. 1992. Forest bird response to natural perturbations and silvicultural practices: a landscape approach to sustainable forestry. Pages 137-141 dans: Kuhnke, D.H., éditeur. Birds in the boreal forest. Proceedings of a workshop held march 10-12, 1992 in Prince Albert, Saskatchewan. For. Can. Northwest Reg., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. 254 p.
- DESROCHERS, A. 1995a. Mésange à tête brune. Pages 738-739 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- DESROCHERS, A. 1995b. Mésange à tête noire. Pages 734-737 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- EATON, S.W. 1968. Northern Slate-colored Junco. Pages 1029-1043 dans Bent, A.C. Life histories of North American cardinals, grosbeaks, buntings, towhees, finches, sparrows, and allies. (Austin, O.L., Jr., éditeur). United States National Museum. Washington. [1968, Dover Publications, New York]. Bulletin n° 237. vol. 1, p. 1-602; vol. 2, p. 603-1248; vol. 3, p. 1249-1889.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1993. Sommaires météorologiques mensuels de la réserve faunique des Laurentides de mai, juin et juillet. Service de l'environnement atmosphérique. 15 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1994. Sommaires météorologiques mensuels de la réserve faunique des Laurentides de mai, juin et juillet. Service de l'environnement atmosphérique. 15 p.

- ENVIRONNEMENT CANADA. 1995. Sommaires météorologiques mensuels de la réserve faunique des Laurentides de mai, juin et juillet. Service de l'environnement atmosphérique. 15 p.
- ERSKINE, E. 1977. Birds in boreal Canada. Can. Wildl. Service Report Series N°41, Ottawa. 73 p.
- ERSKINE. 1992. Atlas of breeding birds of the maritime provinces. Nimbus and Nova Scotia Museum. x + 270 p.+ annexes.
- EWERT, D.N. 1991. Ruby-crowned kinglet. Pages 344-345 dans: Brewer, R., G.A. McPeek et R.J. Adams, Jr, éditeurs. The atlas of breeding birds of Michigan. Michigan State University Press. East Lansing. xvii + 594 p.
- FALARDEAU, G. 1995. Grive à dos olive. Pages 788-791 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- FALARDEAU, G. 1995. Grive solitaire. Pages 792-795 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- FALLS, J.B. et J.G. KOPACHENA. 1994. White-throated Sparrow (*Zonotrichia albicollis*). dans: Poole, A. et F. Gill, éditeurs. The birds of North America. No. 128. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, The American Ornithologists' Union, Washington. 31 p.
- FARR, D. 1992. Bird abundance in spruce forests of west central Alberta: the role of stand age. Pages 55-62 dans: Kuhnke, D.H., éditeur. Birds in the boreal forest. Proceedings of a workshop held march 10-12, 1992 in Prince Albert,

- Saskatchewan. For. Can. Northwest Reg., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. 254 p.
- FOSTER, D.R. 1983. The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador. *Can. J. Bot.* **61** : 2459-71.
- FOWELLS, H.A. 1965. *Sylvics of forest trees in the United States*. Agricultural handbook number 271, U.S.D.A., Wash., D.C.
- FOX, J.F. 1983. Post-fire succession of small-mammal and bird communities. Pages 155-180 dans: R.W. Wein and D.A. McLaren, éditeurs. *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. Scope 18. John Wiley & sons, Toronto, Canada. 322 p.
- FRANZREB, K.E. et R.D. OHMART. 1978. The effects of timber harvesting on breeding birds in a mixed-coniferous forest. *Condor* **80** : 431-441.
- FRASER, D.M. 1987. Mourning Warbler. Pages 414-415 dans: Cadman, M.D., Eagles, P.F.J. et F.M. Helleiner, éditeurs. *Atlas of the breeding birds of Ontario*. University of Waterloo Press, Waterloo, Ontario. 617 p.
- GAGNON, R. 1989. Maintien après feu de limites abruptes entre les peuplements d'épinette noire (*Picea mariana*) et des formations de feuillus intolérants (*Populus tremuloides* et *Betula papyrifera*) dans la région du Saguenay-Lac Saint-Jean (Québec). *Nat. Can.* **116** : 117-124.
- GAUTHIER, Y. et M. DARVEAU. 1995. Pic à dos noir. Pages 656-657 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- GODFREY, W.E. 1986. *Les oiseaux du Canada*, édition révisée. Musée national des sciences naturelles. Musées nationaux du Canada, Ottawa. 650 p.

- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 1993. Ressource et industrie forestière: Portrait statistique. Ministère des Forêts. Québec. 100 p.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 1996. Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public. Loi sur les forêts. Québec. 20 p.
- HAAPANEN, A. 1965. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession. I. Annu. Zool. Fenn. **2** : 53-196.
- HAGAN III, J.M. et D.W. JOHNSTON. 1992. Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. 609 p.
- HAILA, Y., I.K. HANSKI, J. NIEMELÄ, P. PUNTTILA, S. RAIPIO et H. TUKIA. 1994. Forestry and the boreal fauna: matching management with natural forest dynamics. Ann. Zool. Fennici. **31** : 187-202.
- HALL, G.A. 1994. Magnolia Warbler (*Dendroica magnolia*). dans: Poole, A. et F. Gill, éditeurs. The birds of North America. No. 136. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, The American Ornithologists' Union, Washington. 15 p.
- HEINSELMAN, M. L. 1973. Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. Quat. Res. **3** : 329-382.
- HEINSELMAN, M. L. 1981. Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems. Pages 7-57 dans: Mooney, H.A., Bonnicksen, T.M., Christensen, N.L., Lotan J.E. & W.A. Reiners, éditeurs. Fire regimes and ecosystem properties. USDA For. Serv. General Tech. Rep. WO-26, Washington, DC. 594 p.
- HELLE, P. 1985. Effects of forest regeneration on the structure of bird communities in northern Finland. Holarctic ecology. **8** : 120-132.

- HELLE, P. et M. MÖNKKÖNEN. 1986. Annual fluctuations of land bird communities in different successional stages of boreal forest. *Ann. Zool. Fennici.* **23** : 269-280.
- HOGSTAD, O. 1993. Structure and dynamics of a passerine bird community in a spruce-dominated boreal forest. A 12-year study. *Ann. Zool. Fennici.* **30** : 43-54.
- HUNTER, M. L. Jr. 1990. Wildlife, forests and forestry: principles of managing forests for biological diversity. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, New Jersey. 370 p.
- HUNTER, M. L. Jr. 1992. Paleoecology, landscape ecology and conservation of neotropical migrant passerines in boreal forests. *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds* (ed. Hagan, J.M.I. & D.W. Johnston), pp. 511-523. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- HUNTER, M.L. 1993. Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests. *Biological conservation.* **65** : 115-120.
- HUTTO, R.L. 1995. Composition of bird communities following stand-replacement fires in northern rocky mountain (U.S.A.) conifer forests. *Conservation biology.* **9** : 1041-1058.
- INGOLD, J.L. et G.E. WALLACE. 1994. Ruby-crowned Kinglet (*Regulus calendula*). dans: Poole, A. et F. Gill, éditeurs. *The birds of North America.* No. 136. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, The American Ornithologists' Union, Washington. 19 p.
- JOHNSTON, M.H. et J.A. ELLIOT. 1996. Impacts of logging and wildfire on an upland black spruce community in northwestern Ontario. *Environmental Monitoring ans Assessment.* **39** : 283-297.
- KEAST, A. et E.S. MORTON. 1980. Migrant birds in the neotropics: ecology, behavior, distribution and conservation. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. 576 p.

- KENDEIGH, S.C. 1947. Bird population studies in the coniferous forest biome during a spruce budworm outbreak. Ontario Dept. Lands and Forests Biol. Bull. no 1. Ontario.
- KLINKENBERG, B. 1987. Golden-crowned Kinglet. Pages 314-315 dans: Cadman, M.D., Eagles, P.F.J. et F.M. Helleiner, éditeurs. Atlas of the breeding birds of Ontario. University of Waterloo Press, Waterloo, Ontario. 617 p.
- KOZLOWSKI, T.T. et C.E. AHLGREN. 1974. Fire and ecosystems. Academic press. New York, NY. 542 p.
- KUITUNEN, M. et P. HELLE. 1988. Relationship of the Common Treecreeper *Certhia familiaris* to edge effect and fragmentation. *Ornis Fennica*. **65** : 150-155.
- LÄMAS, T. et C. FRIES. 1995. Emergence of a biodiversity concept in swedish forest policy. *Water, air and soil pollution*. **82** : 57-66.
- LANGEVIN, C. 1995. Bruant de Lincoln. Pages 1006-1009 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- LARIVÉE, J. et M. DARVEAU. 1995. Roitelet à couronne dorée. Pages 770-771 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- LÉTOURNEAU, V. 1995. Bec-croisé à ailes blanches. Pages 1070-1073 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien

de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.

LÉTOURNEAU, V. et P. LAFONTAINE. 1995. Paruline à croupion jaune. Pages 884-887 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.

LÉTOURNEAU, V. et P. LAFONTAINE. 1995. Paruline masquée. Pages 934-937 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.

MARIANI, J.M. et D.A. MANUWAL. 1990. Factors influencing brown creeper (*Certhia americana*) abundance patterns in the southern Washington cascade range. *Studies in avian biology*. **13** : 53-57.

McLAREN, M.A. 1975. Breeding biology of the boreal chickadee. *The Wilson Bulletin*. **87** : 344-354.

McLAREN, P.L. 1987. Nashville Warbler. Pages 366-367 dans: Cadman, M.D., Eagles, P.F.J. et F.M. Helleiner, éditeurs. *Atlas of the breeding birds of Ontario*. University of Waterloo Press, Waterloo, Ontario. 617 p.

METHVEN, I.R., C.E. VAN WAGNER et B.J. STOCKS. 1975. The vegetation on four burned areas in northwestern Ontario. *Petawawa Forest Experiment Station, Inf. Rep. PS-X-60*. 10 p.

MINISTRY OF FOREST-BC ENVIRONMENT. 1995. Biodiversity guidebook. 99 p.

- MORRISON, M.L., et E.C. MESLOW. 1983. Bird community structure in early-growth clearcuts in western Oregon. *The american midland naturalist.* **110** : 129-137.
- MORSE, D.H. 1977. The occupation of small islands by passerine birds. *Condor.* **79** : 399-412.
- MORSE, D.H. 1978. Populations of bay-breasted and cape may warblers during an outbreak of the spruce budworm. *Wilson Bulletin.* **90** : 404-413.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES. 1994. L'industrie forestière fait encore peur. Québec, Min. Ressources nat. Info-forêt. **31** : 6-9.
- NADEAU, C. 1995a. Paruline rayée. Pages 906-909 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional.* Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- NADEAU, C. 1995b. Quiscale rouilleux. Pages 1040-1043 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional.* Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- NATIONAL CLIMATIC DATA CENTER, NOAA. 1996. Climate variations bulletin. *Historical climatology series 4-7. Volume 8. Number 2.* 17 p.
- NOON, B.R. 1981. The distribution of an avian guild along a temperate elevational gradient: the importance and expression of competition. *Ecological Monographs.* **51** : 105-124.
- PALMGREN, P. On the constancy of annually repeated bird censuses. *Ornis Fennica.* **64** : 85-89.

- PARKER, G.R., D.G. KIMBALL et B. DALZELL. 1994. Bird communities breeding in selected spruce and pine plantations in New Brunswick. Canadian Field-Naturalist. **108** : 1-9.
- PAYETTE, S., C. MORNEAU, L. SIROIS et M. DESPONTS. 1989. Recent fire history of the northern Québec biomes. Ecology. **70** : 656-673.
- PEACH, W., DU FEU, C. et J. McMEEKING. Site tenacity and survival rates of wrens *Troglodytes troglodytes* and treecreepers *Certhia familiaris* in a Nottinghamshire wood. Ibis. **137** : 497-507.
- PECK, G.K. et R.D. JAMES. 1983. Breeding birds of Ontario: nidiology and distribution, vol. 1. Non-passerines. Life Sci. Misc. Publ., Royal Ontario Museum. Toronto. xii + 321 p.
- PETERSON, J.M.C. 1988. Nashville Warbler. Pages 364-365 dans: Andrle, R.F. et J.R. Carroll, éditeurs. The atlas of breeding birds in New York state. Cornell University Press. Ithaca. xiii + 551 p. + annexes.
- PETERSON, J.M.C. 1988. Swainson's Thrush. Pages 322-323 dans: Andrle, R.F. et J.R. Carroll, éditeurs. The atlas of breeding birds in New York state. Cornell University Press. Ithaca. xiii + 551 p. + annexes.
- PITOCCHELLI, J. 1993. Mourning Warbler (*Oporornis philadelphia*). dans: Poole, A. et F. Gill, éditeurs. The birds of North America. No. 72. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, The American Ornithologists' Union, Washington. 16 p.
- RABENOLD, K. N. 1978. Foraging strategies, diversity, and seasonality in bird communities of Appalachian spruce-fir forests. Ecological Monographs. **4**: 397-424.
- REED, J.M. 1992. A system for ranking conservation priorities for neotropical migrant birds based on relative susceptibility to extinction. Pages 524-536

- dans: Hagan III, J.M. et D.W Johnston, éditeurs. *Ecology and conservation of neotropical landbirds*. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. 609 p.
- RENKONEN, O. 1938. Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. *Ann. Zool. Soc. 'Vanamo'* **6** : 1-226.
- REYNOLDS, R.T., J.M. SCOTT et R.A. NUSSBAUM. 1980. A variable circular plot method for estimating bird numbers. *Condor*. **82** : 309-313.
- RIVARD, R. et M. BOMBARDIER. 1995. Chardonneret des pins. Pages 1078-1081 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- ROBBINS, C.S., D. BYSTRAK, et P.H. GEISSLER. 1986. *The breeding bird survey: Its first fifteen years, 1965-1979*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Resource publication 157. Washington, D.C.
- SABO, S.R. 1980. Niche and habitat relations in subalpine bird communities of the White Mountains of New Hampshire. *Ecological monographs*. **50** : 241-259.
- SAVARD, M. 1996. État de la nidification du merle-bleu et de l'Hirondelle bicolore dans les sentiers de nichoirs du Saguenay-Lac-Saint-Jean été 1995. *Le Harfang*. **19(2)** : 8-13.
- SCHERRER, B. 1984. *Biostatistique*. Gaëtan Morin éditeur, Boucherville, 850 p.
- SHAFFER, F. et R. ALVO. 1995. Grimpereau brun. Pages 748-751 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien

- de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- SHAFFER, F. et J. TARDIF. 1995. Jaseur des cèdres. Pages 818-821 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- SPEIRS, J.M. 1987. Lincoln's Sparrow. Pages 458-459 dans: Cadman, M.D., Eagles, P.F.J. et F.M. Helleiner, éditeurs. Atlas of the breeding birds of Ontario. University of Waterloo Press, Waterloo, Ontario. 617 p.
- SPEIRS, J.M. et D.H. SPEIRS. 1968. Lincoln's Sparrow. Pages 1434-1467 dans: Bent, A.C. Life histories of North American cardinals, grosbeaks, buntings, towhees, finches, sparrows, and allies. (Austin, O.L., Jr., éditeur). United States National Museum. Washington. [1968, Dover Publications, New York]. Bulletin n° 237. vol. 1, p. 1-602; vol. 2, p. 603-1248; vol. 3, p. 1249-1889.
- SPENCER, M., R.C. COTTER et D. HENDERSON. 1995. Bruant à gorge blanche. Pages 1014-1017 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- SPSS Inc. 1990. SPSS reference guide, SPSS statistical data analysis. SPSS Inc. Chicago. 949 p.
- STEIN, R.C. 1958. The behavioral, ecological and morphological characteristics of two populations of the Alder flycatcher (*Empidonax traillii*). New York state museum and science service. Bulletin n° 371. 63 p.

STEWART, R.E. 1953. A life history study of the Yellow-Throat. Wilson Bulletin. **65** : 99-115.

STRICKLAND, D. 1995. Geai du Canada. Pages 718-721 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.

STRICKLAND, D. et H. OUELLET. 1993. Gray Jay (*Perisoreus canadensis*). dans: Poole, A. et F. Gill, éditeurs. The birds of North America. No. 40. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, The American Ornithologists' Union, Washington. 15 p.

TARDIF, J. et A. LANQUE. 1995. Merle d'Amérique. Pages 800-803 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.

TERBORGH, J. 1989. Where have all the birds gone? Princeton University Press. Princeton, New Jersey. 207 p.

THOMPSON, I. 1992. Forest management stategies and research priorities for birds. Pages 146-152 dans: Kuhnke, D.H., éditeur. Birds in the boreal forest. Proceedings of a workshop held march 10-12, 1992 in Prince Albert, Saskatchewan. For. Can. Northwest Reg., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. 254 p.

TITTERINGTON, R.W., H.S. CRAWFORD et B.N. BURGASON. 1979. Songbird responses to commercial clear-cutting in Maine spruce-fir forests. J. Wildl. Manage. **43** : 602-609.

- VAN WAGNER, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Can. J. For. Res.* **8** : 220-227.
- VAN WAGNER, C.E. 1983. Fire behaviour in northern conifer forests and shrublands. Pages 65-80 dans: R.W. Wein and D.A. McLaren, éditeurs. *The role of fire in northern circumpolar ecosystems. Scope 18.* John Wiley & sons, Toronto, Canada. 322 p.
- VIRKKALA, R. 1989. Short-term fluctuations of bird communities and populations in virgin and managed forests in northern Finland. *Ann. Zool. Fennici.* **26** : 277-285.
- VERNER, J. 1985. Assessment of counting techniques. *Current ornithology.* **2** : 247-302.
- VILLARD, M.-A.. 1995. Viréo de Philadelphie. Pages 840-843 dans: Gauthier, J. et Y. Aubry, éditeurs. *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional.* Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec. Montréal. xviii + 1295 p.
- WELSH, D.A. 1987. The influence of forest harvesting on mixed coniferous-deciduous boreal bird communities in Ontario, Canada. *Acta Ecologia/Ecología generalis.* **8** : 247-252.
- WELSH, D.A. 1988. Meeting the habitat needs of non-game wildlife. *Forestry Chronicle.* **64** : 262-266.
- WELSH, C.J.E. et D.E. CAPEN. 1992. Availability of nesting sites as a limit to woodpecker populations. *Forest ecology and management.* **48** : 31-41.
- WETMORE, S.P., R.A. KELLER et G.E.J. SMITH. 1985. Effects of logging on bird populations in British Columbia as determined by a modified point-count method. *Canadian Field-Naturalist.* **99** : 224-233.

- WIENS, J.A. 1989. The ecology of bird communities. Vol. 2. Processes and variations. Cambridge University Press, Cambridge.
- WILKINSON, L. 1992. SYSTAT: Statistics, version 5.2 edition. Evanston, IL: SYSTAT Inc. 724 p.
- WOLDA, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia* **50** : 296-302.
- ZAR, J. H. 1984. Biostatistical analysis. Second edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 718 p.

CHAPITRE VIII

ANNEXES

ANNEXE 1**Coordonnées géographiques des points d'écoute**

Stade	# Point	Secteur	Carte	Latitude (N)	Longitude (O)
I-F	91-01	Lac Samaqua	32I2SE	50°04'53"	72°30'54"
I-F	91-02	Lac Samaqua	32I2SE	50°04'47"	72°31'01"
I-F	91-03	Lac Samaqua	32I2SE	50°04'43"	72°31'08"
I-F	91-04	Lac Samaqua	32I2SE	50°04'40"	72°31'15"
I-F	91-05	Lac Samaqua	32I2SE	50°05'02"	72°33'44"
I-F	91-06	Lac Samaqua	32I2SE	50°03'54"	72°37'47"
I-F	91-07	Lac Samaqua	32I2SE	50°03'47"	72°37'36"
I-F	91-08	Lac Samaqua	32I2SE	50°03'18"	72°37'47"
I-F	91-09	Lac Samaqua	32I2SE	50°03'36"	72°37'31"
I-F	91-10	Lac Samaqua	32I2SE	50°03'36"	72°37'19"
I-F	83-11	Lac Desautels	32H6NO	49°25'53"	73°15'36"
I-F	83-12	Lac Desautels	32H6NO	49°25'59"	73°15'42"
I-F	83-13	Lac Desautels	32H6NO	49°28'39"	73°16'53"
I-F	83-14	Lac Desautels	32H6NO	49°28'31"	73°16'54"
I-F	83-15	Lac Desautels	32H6NO	49°28'39"	73°16'36"
I-F	83-16	Lac Desautels	32H6NE	49°26'05"	73°13'29"
I-F	83-17	Lac Desautels	32H6NO	49°24'16"	73°20'07"
I-F	83-18	Lac Desautels	32H6NO	49°24'21"	73°20'20"
I-F	83-19	Lac Desautels	32H6NO	49°24'24"	73°20'34"
I-F	83-20	Lac Desautels	32H6NO	49°24'30"	73°20'44"
III-F	39-01	Lac Desautels	32H6SO	49°22'07"	73°19'31"
III-F	39-02	Lac Desautels	32H6SO	49°22'08"	73°20'47"
III-F	39-03	Lac Desautels	32H6SO	49°22'03"	73°21'14"
III-F	39-04	Lac Desautels	32H6SO	49°22'23"	73°22'42"
III-F	39-05	Lac Desautels	32H6SO	49°22'29"	73°22'48"
III-F	39-06	Lac Desautels	32H6SO	49°22'14"	73°22'54"
III-F	39-07	Lac Desautels	32H6SO	49°22'22"	73°23'00"
III-F	39-08	Lac Desautels	32H6SO	49°22'03"	73°22'43"
III-F	39-09	Lac Desautels	32H6SO	49°22'16"	73°22'00"
III-F	39-10	Lac Desautels	32H6SO	49°22'05"	73°22'05"
III-F	70-11	Lac Samaqua	32I2SE	50°02'04"	72°37'31"
III-F	70-12	Lac Samaqua	32I2SE	50°02'01"	72°37'23"
III-F	70-13	Lac Samaqua	32I2SE	50°02'04"	72°37'58"
III-F	70-14	Lac Samaqua	32I2SE	50°02'10"	72°38'06"
III-F	70-15	Lac Samaqua	32I2SE	50°02'15"	72°36'20"
III-F	70-16	Lac Samaqua	32I2SE	50°02'10"	72°36'09"
III-F	70-17	Lac Samaqua	32I2SE	50°01'47"	72°36'20"
III-F	70-18	Lac Samaqua	32I2SE	50°01'50"	72°36'09"
III-F	70-19	Lac Samaqua	32I2SE	50°01'27"	72°36'30"
III-F	70-20	Lac Samaqua	32I2SE	50°01'25"	72°36'40"

Stade	# Point	Secteur	Carte	Latitude (N)	Longitude (O)
IV-F120*	01	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'51"	73°05'00"
IV-F120*	02	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'49"	73°05'16"
IV-F120*	03	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'00"	73°08'10"
IV-F120*	04	Lac Dalcourt	32H14NE	49°52'51"	73°08'12"
IV-F120*	05	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'20"	73°06'06"
IV-F120*	06	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'12"	73°06'07"
IV-F120*	07	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'10"	73°08'08"
IV-F120*	08	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'17"	73°08'23"
IV-F120*	09	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'25"	73°08'21"
IV-F120*	10	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'21"	73°08'58"
IV-F120*	11	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'04"	73°09'21"
IV-F120*	12	Lac Dalcourt	32H14NE	49°52'56"	73°09'21"
IV-F120*	13	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'20"	73°09'49"
IV-F120*	14	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'29"	73°09'49"
IV-F120*	15	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'04"	73°09'49"
IV-F120*	16	Lac Dalcourt	32H14NE	49°52'57"	73°09'49"
IV-F120*	17	Lac Dalcourt	32H14NE	49°52'20"	73°10'20"
IV-F120*	18	Lac Dalcourt	32H14NE	49°53'25"	73°10'13"
IV-F120*	19	Lac Dalcourt	32H14NE	49°52'47"	73°11'41"
IV-F120*	20	Lac Dalcourt	32H14NE	49°52'41"	73°11'36"
IV-F 200	01	Lac Mitshisso	32H13SO	49°49'03"	73°47'57"
IV-F 200	02	Lac Mitshisso	32H13SO	49°48'41"	73°48'19"
IV-F 200	03	Lac Mitshisso	32H13SO	49°48'35"	73°48'24"
IV-F 200	04	Lac Mitshisso	32H13SO	49°47'33"	73°48'01"
IV-F 200	05	Lac Mitshisso	32H13SO	49°47'37"	73°48'19"
IV-F 200	06	Lac Mitshisso	32H13SO	49°47'08"	73°47'44"
IV-F 200	07	Lac Mitshisso	32H13SO	49°46'57"	73°47'55"
IV-F 200	08	Lac Mitshisso	32H13SO	49°46'35"	73°47'44"
IV-F 200	09	Lac Mitshisso	32H13SO	49°46'35"	73°47'55"
IV-F 200	10	Lac Mitshisso	32H13SO	49°46'17"	73°47'44"
IV-F 200	11	Lac Mitshisso	32H13SO	49°46'00"	73°47'55"
IV-F 200	12	Lac Mitshisso	32H13SO	49°45'57"	73°48'08"
IV-F 200	13	Lac Mitshisso	32H13SO	49°46'21"	73°48'52"
IV-F 200	14	Lac Mitshisso	32H13SO	49°46'21"	73°48'36"
IV-F 200	15	Lac Mitshisso	32H13SO	49°46'32"	73°49'49"
IV-F 200	16	Lac Mitshisso	32H13SO	49°46'21"	73°49'54"
IV-F 200	17	Lac Mitshisso	32H13SO	49°45'53"	73°47'16"
IV-F 200	18	Lac Mitshisso	32H13SO	49°46'21"	73°47'22"
IV-F 200	19	Lac Mitshisso	32H13SO	49°47'44"	73°47'55"
IV-F 200	20	Lac Mitshisso	32H13SO	49°48'53"	73°47'57"

* Les coordonnées de ces sites sont approximatives car le tracé des routes n'était pas inscrit sur les cartes forestières.

Stade	# Point	Secteur	Carte	Latitude (N)	Longitude (O)
I-C	01	Lac Belle-Rivière	22D3SO	48°06'00"	71°29'39"
I-C	02	Lac Belle-Rivière	22D3SO	48°05'50"	71°29'46"
I-C	03	Lac Belle-Rivière	22D5SO	48°16'09"	71°45'45"
I-C	04	Lac Belle-Rivière	22D5SO	48°16'16"	71°45'39"
I-C	05	Lac Belle-Rivière	22D5SO	48°16'24"	71°45'28"
I-C	06	Lac Belle-Rivière	22D5SO	48°16'24"	71°45'50"
I-C	07	Lac Belle-Rivière	22D5SO	48°16'29"	71°45'56"
I-C	08	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°14'00"	71°48'09"
I-C	09	Lac Belle-Rivière	22D5SO	48°11'25"	71°47'13"
I-C	10	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°11'41"	71°47'02"
I-C	11	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°12'23"	71°46'22"
I-C	12	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°12'26"	71°46'32"
I-C	13	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°12'38"	71°46'11"
I-C	14	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°12'35"	71°46'21"
I-C	15	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°12'54"	71°46'27"
I-C	16	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°12'53"	71°46'11"
I-C	17	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°13'08"	71°46'00"
I-C	18	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°13'33"	71°48'35"
I-C	19	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°13'28"	71°48'44"
I-C	20	Lac Belle-Rivière	22D4NO	48°13'50"	71°48'31"
II-C	01	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SO	47°49'33"	71°15'34"
II-C	02	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SO	47°49'28"	71°15'39"
II-C	03	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SO	47°49'29"	71°15'26"
II-C	04	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SO	47°49'14"	71°18'06"
II-C	05	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SO	47°49'07"	71°18'11"
II-C	06	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SO	47°47'02"	71°18'06"
II-C	07	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SO	47°46'57"	71°18'00"
II-C	08	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°50'55"	71°13'45"
II-C	09	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°50'44"	71°13'44"
II-C	10	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°49'55"	71°14'55"
II-C	11	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SO	47°49'57"	71°15'03"

Stade	# Point	Secteur	Carte	Latitude (N)	Longitude (O)
II-C	12	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SO	47°46'54"	71°15'20"
II-C	13	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°50'08"	71°14'57"
II-C	14	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SO	47°50'16"	71°15'08"
II-C	15	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SO	47°49'34"	71°15'00"
II-C	16	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°49'37"	71°14'50"
II-C	17	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°49'34"	71°14'48"
II-C	18	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°49'55"	71°12'57"
II-C	19	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°51'11"	71°13'37"
II-C	20	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°51'03"	71°13'44"
III-C	01	Riv. aux Écorces Nord Est	21M14SO	47°48'46"	71°28'17"
III-C	02	Riv. aux Écorces Nord Est	21M14SO	47°48'24"	71°27'12"
III-C	03	Riv. aux Écorces Nord Est	21M14SO	47°48'24"	71°27'18"
III-C	04	Riv. aux Écorces Nord Est	21M14SO	47°48'53"	71°26'13"
III-C	05	Riv. aux Écorces Nord Est	21M14SO	47°48'51"	71°26'29"
III-C	06	Riv. aux Écorces Nord Est	21M14SO	47°48'11"	71°25'56"
III-C	07	Riv. aux Écorces Nord Est	21M14SO	47°49'00"	71°24'33"
III-C	08	Riv. aux Écorces Nord Est	21M14SO	47°48'51"	71°24'45"
III-C	09	Riv. aux Écorces Nord Est	21M14SO	47°48'17"	71°24'42"
III-C	10	Riv. aux Écorces Nord Est	21M14SO	47°48'07"	71°24'33"
III-C	11	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°46'54"	71°13'00"
III-C	12	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°47'10"	71°12'42"
III-C	13	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°47'39"	71°12'00"

Stade	# Point	Secteur	Carte	Latitude (N)	Longitude (O)
III-C	14	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°46'53"	71°08'42"
III-C	15	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°46'57"	71°08'54"
III-C	16	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°47'06"	71°08'34"
III-C	17	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°47'06"	71°08'48"
III-C	18	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°47'39"	71°08'43"
III-C	19	Jonction Rte 169 et Rte 175	21M14SE	47°47'36"	71°08'57"
III-C	20	Riv. aux Écorces Nord Est	21M14SO	47°48'40"	71°28'13"

ANNEXE 2:

**Liste des espèces recensées et classement par catégories de nicheurs et de
migrateurs**

Espèce	Catégorie de nicheur	Catégorie de migrateur
Crécerelle d'Amérique	cavité	courte distance
Tétras du Canada	sol	résident
Pic tridactyle	cavité	résident
Pic à dos noir	cavité	résident
Pic flamboyant	cavité	courte distance
Moucherolle à ventre jaune	sol	néotropical
Moucherolle des aulnes	sol	néotropical
Moucherolle tchébec	arbres	néotropical
Hirondelle bicolore	cavité	courte distance
Geai du Canada	arbres	résident
Mésange à tête noire	cavité	résident
Mésange à tête brune	cavité	résident
Grimpereau brun	cavité	courte distance
Troglodyte des forêts	sol	courte distance
Roitelet à couronne dorée	arbres	courte distance
Roitelet à couronne rubis	arbres	courte distance
Merle-bleu de l'Est	cavité	courte distance
Grive à dos olive	sol	néotropical
Grive solitaire	sol	courte distance
Merle d'Amérique	arbres	courte distance
Jaseur des cèdres	arbres	courte distance
Viréo de Philadelphie	arbres	néotropical
Viréo aux yeux rouges	arbres	néotropical
Paruline obscure	sol	néotropical
Paruline à joues grises	sol	néotropical
Paruline à tête cendrée	arbres	néotropical
Paruline à croupion jaune	arbres	courte distance
Paruline à poitrine baie	arbres	néotropical
Paruline rayée	arbres	néotropical
Paruline triste	sol	néotropical
Paruline masquée	sol	néotropical
Paruline à calotte noire	sol	néotropical
Bruant fauve	sol	courte distance
Bruant de Lincoln	sol	néotropical
Bruant à gorge blanche	sol	courte distance
Junco ardoisé	sol	courte distance
Quiscale rouilleux	arbres	courte distance
Bec-croisé à ailes blanches	arbres	irruptif
Chardonneret des pins	arbres	irruptif

ANNEXE 3:**Test de corrélation des variables de la végétation**

Liste des variables:

TOTAL2RV	Nombre de résineux dans la strate arbustive supérieure de 2 à 5 m (en tiges/hectare)
TOTAL3RV	Nombre de résineux dans la strate arborescente inférieure de 5 à 11 m (en tiges/hectare)
TOTAL4RV	Nombre de résineux dans la strate arborescente supérieure de 11 m et plus (en tiges/hectare)
TOTAL2FV	Nombre de feuillus dans la strate arbustive supérieure de 2 à 5 m (en tiges/hectare)
TOTAL3FV	Nombre de feuillus dans la strate arborescente inférieure de 5 à 11 m (en tiges/hectare)
TOTAL4FV	Nombre de feuillus dans la strate arborescente supérieure de 11 m et plus (en tiges/hectare)
SAB234	Nombre de sapins de plus de 2 m de hauteur (en tiges/hectare)
DHP10	Nombre d'arbres vivants ayant un dhp inférieur à 10 cm (en tiges/hectare)
DHP1015	Nombre d'arbres vivants ayant un dhp \geq 10 et < 15 cm (en tiges/hectare)
DHP1520	Nombre d'arbres vivants ayant un dhp \geq 15 et < 20 cm (en tiges/hectare)
DHP20	Nombre d'arbres vivants ayant un dhp supérieur à 20 cm (en tiges/hectare)
CHIC10	Nombre d'arbres morts ayant un dhp inférieur à 10 cm (en tiges/hectare)
CHIC1015	Nombre d'arbres morts ayant un dhp \geq 10 et < 15 cm (en tiges/hectare)
CHIC1520	Nombre d'arbres morts ayant un dhp \geq 15 et < 20 cm (en tiges/hectare)
CHIC20	Nombre d'arbres morts ayant un dhp supérieur à 20 cm (en tiges/hectare)
HAUTEUR	Hauteur moyenne des épinettes (en m)
C4TOTAL	Recouvrement au sol de la strate arborescente supérieure de 11 m et plus (en classes de %)
C3TOTAL	Recouvrement au sol de la strate arborescente inférieure de 5 à 11 m (en classes de %)
C2TOTAL	Recouvrement au sol de la strate arbustive supérieure de 2 à 5 m (en classes de %)
C1TOTAL	Recouvrement au sol de la strate arbustive inférieure de moins de 2 m (en classes de %)
CHTOTAL	Recouvrement au sol de la strate herbacée (en classes de %)
CMTOTAL	Recouvrement au sol de la strate muscinale (en classes de %)

	TOTAL2RV	TOTAL3RV	TOTAL4RV	TOTAL2FV	TOTAL3FV	TOTAL4FV	SAB234	DHP10
TOTAL2RV	1.000							
TOTAL3RV	0.545	1.000						
TOTAL4RV	-0.126	0.048	1.000					
TOTAL2FV	-0.129	-0.146	-0.201	1.000				
TOTAL3FV	0.042	0.373	0.113	-0.009	1.000			
TOTAL4FV	-0.064	0.081	0.198	-0.001	0.745	1.000		
SAB234	0.245	0.084	-0.077	0.008	-0.058	0.007	1.000	
DHP10	0.536	0.980	0.077	-0.131	0.468	0.159	0.035	1.000
DHP1015	0.260	0.758	0.346	-0.187	0.407	0.216	0.114	0.676
DHP1520	-0.117	-0.008	0.871	-0.204	0.063	0.221	0.031	-0.018
DHP20	-0.186	-0.193	0.623	-0.113	-0.090	0.086	-0.015	-0.182
CHIC10	-0.041	0.282	-0.019	-0.119	0.328	0.222	-0.063	0.315
CHIC1015	-0.227	-0.227	-0.032	-0.060	-0.110	-0.056	-0.099	-0.209
CHIC1520	-0.237	-0.231	-0.014	-0.032	-0.098	-0.039	-0.140	-0.216
CHIC20	-0.146	-0.172	0.024	0.053	-0.074	-0.032	0.034	-0.161
HAUTEUR	0.014	0.135	0.713	-0.256	0.072	0.103	0.009	0.117
C4TOTAL	-0.213	-0.033	0.815	-0.207	0.141	0.245	-0.098	-0.032
C3TOTAL	0.424	0.792	0.212	-0.343	0.380	0.150	0.186	0.743
C2TOTAL	0.530	0.274	-0.139	0.244	0.036	-0.000	0.324	0.265
C1TOTAL	-0.438	-0.546	0.042	0.057	-0.371	-0.220	-0.272	-0.530
CHTOTAL	-0.161	-0.403	-0.046	0.189	-0.267	-0.134	0.077	-0.378
CMTOTAL	0.230	0.343	0.432	-0.253	0.151	0.093	0.103	0.320

	DHP1015	DHP1520	DHP20	CHIC10	CHIC1015	CHIC1520	CHIC20	HAUTEUR
DHP1015	1.000							
DHP1520	0.300	1.000						
DHP20	-0.045	0.521	1.000					
CHIC10	0.197	-0.035	-0.173	1.000				
CHIC1015	-0.231	-0.044	0.018	0.423	1.000			
CHIC1520	-0.231	-0.011	0.112	0.106	0.644	1.000		
CHIC20	-0.168	-0.012	0.214	0.138	0.401	0.410	1.000	
HAUTEUR	0.348	0.672	0.697	-0.224	-0.209	-0.070	0.057	1.000
C4TOTAL	0.301	0.760	0.696	-0.000	0.170	0.258	0.249	0.805
C3TOTAL	0.789	0.207	0.010	0.233	-0.173	-0.162	-0.067	0.411
C2TOTAL	0.119	-0.151	-0.063	-0.311	-0.453	-0.401	-0.016	0.128
C1TOTAL	-0.480	-0.012	0.235	-0.306	0.186	0.237	0.129	0.146
CHTOTAL	-0.427	-0.049	0.090	-0.355	-0.118	0.014	0.074	-0.178
CMTOTAL	0.448	0.391	0.317	-0.412	-0.483	-0.317	-0.154	0.653

	C4TOTAL	C3TOTAL	C2TOTAL	C1TOTAL	CHTOTAL	CMTOTAL
C4TOTAL	1.000					
C3TOTAL	0.270	1.000				
C2TOTAL	-0.193	0.288	1.000			
C1TOTAL	0.149	-0.463	-0.218	1.000		
CHTOTAL	-0.158	-0.482	0.104	0.057	1.000	
CMTOTAL	0.368	0.478	0.343	-0.070	-0.110	1.000

Variables non-corrélées retenues pour les régressions logistiques:

TOTAL2RV

TOTAL3RV (corrélée à: DHP10-DHP1015-C3TOTAL)

TOTAL4RV (corrélée à: DHP1520-HAUTEUR-C4TOTAL)

TOTAL2FV

TOTAL3FV (corrélée à: TOTAL4FV)

SAB234

DHP20

CHIC10

CHIC1015

CHIC1520

CHIC20

C1TOTAL

C2TOTAL

CHTOTAL

CMTOTAL